

**DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS CINÉTICOS EN BIOFILTROS
UTILIZANDO COMO SOPORTE RESIDUOS DE LLANTA PARA EL
TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS MADUROS MEZCLADOS CON AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES.**

FAISAL BERNAL HIGUITA

**UNIVERSIDAD DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERIA
MAESTRIA EN INGENIERIA CIVIL
BARRANQUILLA, 2015**

**DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS CINÉTICOS EN BIOFILTROS
UTILIZANDO COMO SOPORTE RESIDUOS DE LLANTA PARA EL
TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS MADUROS MEZCLADOS CON AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES.**

FAISAL BERNAL HIGUITA

**Trabajo de investigación para optar al título de Magister en Ingeniería Civil
con énfasis en Ambiental**

**Director
EDGAR QUIÑONES BOLAÑOS, Ph.D.**

**Co Director
CARLOS PACHECO BUSTOS, Dr.Ing.**

**UNIVERSIDAD DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERIA
MAESTRIA EN INGENIERIA CIVIL
BARRANQUILLA, 2015**

NOTA DE ACEPTACIÓN

JURADO 1

FIRMA

JURADO 2

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A Dios por perseverar en mí.

A mi esposa Claudia por su paciencia en el proceso y a mis hijos por animarme a
terminar este proyecto.

A mis compañeros de proyecto: la ingeniera Amelia Escudero y el ingeniero Juan
Carlos Jiménez. También al Ingeniero Rubén Cantero por su apoyo en el proceso
de experimentación.

.

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE TABLAS.....	VII
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE ANEXOS	X
GLOSARIO.....	XI
RESUMEN	XII
ABSTRACT	XIII
1. INTRODUCCION.....	1
1.1. JUSTIFICACIÓN	5
1.2. OBJETIVOS	6
2. ESTADO DEL ARTE	7
2.1. RECICLAJE DE LLANTAS EN BIOFILTROS	7
2.2. TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS.....	11
2.3. MODELOS CINÉTICOS EN BIOFILTROS	15
3. METODOLOGÍA.....	24
3.1. DELIMITACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL MONTAJE	24
3.2. MONTAJE Y OPERACIÓN DE PLANTA ESCALA LABORATORIO	24
3.3. PARAMETROS A ANALIZAR	31
3.4. PRUEBA DE TRAZADOR.....	34
3.5. MONTAJE PARA MODELO ECKENFELDER	34
4. RESULTADOS Y ANALISIS	35
4.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS.....	35

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MEZCLAS LIXIVIADO - AGUAS RESIDUALES	40
4.2.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO.....	40
4.2.2. Demanda Química de Oxígeno, DQO.	43
4.2.3. Potencial de Hidrogeno, pH.	45
4.2.4. Oxígeno Disuelto, OD.	46
4.2.5. Conductividad	47
4.2.6. Salinidad	48
4.2.7. Alcalinidad Total	50
4.2.8. Nitrógeno	52
4.2.9. Cloruros	55
4.2.10. Temperatura	56
4.2.11. Análisis Microbiológicos	58
4.3. LLANTA COMO BIOSOPORTE.....	59
4.4. HIDRODINAMICA DEL BIOFILTRO	63
4.5. MODELOS CINÉTICOS.....	67
4.5.1. Correlación entre los datos	68
4.5.2. Modelo de dispersión con reacción química	70
4.5.3. Modelo de Eckenfelder	74
4.5.4. Comparación de los modelos	78
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	79
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
ANEXOS	89

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Composición de las llantas de Vehículo y Camión, nuevas y usadas.	8
Tabla 2. Clasificación del lixiviado de acuerdo a su Edad o tiempo de maduración	12
Tabla 3. Referencias de diferentes tratamientos usados para las mezclas de lixiviados con aguas residuales	13
Tabla 4. Ejemplos de Modelos cinéticos aplicados a Biofiltros.	19
Tabla 5. Consumo de Lixiviado y Agua Residual Municipal usados para preparar las diferentes diluciones en porcentaje volumen/volumen.	32
Tabla 6. Variación de la Carga hidráulica de los biofiltros	32
Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados al agua residual y al lixiviado.	34
Tabla 8. Resumen de la Caracterización del Agua Residual.	36
Tabla 9. Resumen de la Caracterización del Lixiviado.	37
Tabla 10. Biodegradabilidad del Agua Residual, del Lixiviado y de las mezclas Agua Residual – Lixiviado usados como afluentes a los biofiltros.	39
Tabla 11. Caracterización del material de soporte de los biofiltros	59
Tabla 12. Características del biofiltro.	63
Tabla 13. Calculo del Numero de Reynolds a partir de diferentes cargas hidráulicas superficiales	64
Tabla 14. Datos escogidos para establecer las Correlaciones	68
Tabla 15. Estadísticos descriptivos de los datos de la Tabla 14	69
Tabla 16. Variación de la Constante k con el porcentaje de lixiviado en las mezclas Agua residual – lixiviado.	72

Tabla 17. Reporte de las constantes k con la conductividad y el porcentaje de lixiviado presente en las mezclas de Agua residual – lixiviado.	73
Tabla 18. Reporte de datos obtenidos para usar el modelo Eckenfelder.	75
Tabla 19. Valores de la relación S_a/S_e con los datos de la Tabla 18	75
Tabla 20. Valores la Pendiente (KS/q^n) encontrados en la Figura 33	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo de Biopelícula, el alimento CB disminuye su concentración cuando pasa la capa limite (LL) y luego la Biopelícula (LF).	21
Figura 2. Esquema del Montaje	27
Figura 3. Montaje de los Biofiltros con los tanques de alimentación y de recolección de los efluentes.	28
Figura 4. Tanques de alimentación de 20 lts. marcados con el porcentaje de lixiviado presente en cada mezcla Agua Residual – Lixiviado.	29
Figura 5. Distribución de las botellas a usar como biofiltros	29
Figura 6. Dimensiones del Biofiltro y puntos de toma de muestras para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos	30
Figura 7. Siembra de Pseudomona Aeruginosa en el Biofiltro.	35
Figura 8. Variaciones de la DBO del afluente y efluente de los biofiltros con mezcla del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	41
Figura 9. Variación de la eficiencia de la remoción de la DBO en el periodo de estudio	43
Figura 10. Variaciones de la DQO en el afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	44
Figura 11. Variaciones del pH en el afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	45

Figura 12. Variaciones del OD del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas al 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	46
Figura 13. Variaciones de la conductividad del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas al 0%, 5%, 10%, 12% y 15% de lixiviado	48
Figura 14. Variaciones de la salinidad del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% del lixiviado.	50
Figura 15. Variaciones de la Alcalinidad Total del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	51
Figura 16. Muestra puntual del Amonio en diferentes reactores.	53
Figura 17. Muestra puntual de Nitrato en diferentes reactores.	54
Figura 18. Muestra puntual de Nitrito en diferentes reactores	54
Figura 19. Variaciones del cloruro del afluente y efluente de los biofiltros con mezcla del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado	56
Figura 20. Variaciones de la temperatura del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10%, 12% y 15% de lixiviado	57
Figura 21. Variación de la concentración de <i>Pseudomonas</i> en el afluente y efluente del biofiltro con 10% de mezcla lixiviado – Agua residual	59
Figura 22. Fotografías de la superficie de las muestras de las llantas trituradas.	60
Figura 23. Fotografía de muestra de llanta con Biopelícula (A) y ampliación de sección (B)	61
Figura 24. Curva de calibración del trazador.	66
Figura 25. Resultados de la Prueba del Trazador	66
Figura 26. Imagen de la Matriz de Correlaciones de los datos evaluados con el software SSPS 19v	69
Figura 27. Nomograma de Thirumurthi	71
Figura 28. Gráfica del % de dilución del lixiviado versus la constante cinética (k)	72
Figura 29. Gráfica de la Conductividad versus la constante cinética (k)	73

Figura 30. Grafica de $\text{Log}(S_a/S_e)$ vs q para hallar las constantes cinéticas según el modelo Eckenfelder	76
Figura 31. Grafica de (K_S/q^n) vs q para hallar las constantes cinéticas según el modelo Eckenfelder	77
Figura 32. Comparación de las DQO de salida del biofiltro halladas experimentalmente con las DQO de salida calculadas por los modelos.	78

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Calculo de valores de $1-F(t)$ en la evaluación del biofiltro	95
Anexo 2. Datos experimentales obtenidos en el periodo de muestreo	96

GLOSARIO

DQO	Demanda Química de Oxígeno (mg/l)
pH	Potencial de Hidrógeno
T	Temperatura (°C)
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno (mg/l)
DQOIN	Demanda Química de Oxígeno del afluente (mg/l)
DQOUT	Demanda Química de Oxígeno del efluente (mg/l)
EDQO	Eficiencia de Remoción de Demanda Química de Oxígeno
DBOIN	Demanda Bioquímica de Oxígeno del afluente (mg/l)
DBOUT	Demanda Bioquímica de Oxígeno del efluente (mg/l)
EDBO	Eficiencia de Remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno
PHIN	pH del afluente
PHOUT	pH del Efluente
EPH	Eficiencia de Remoción de pH
ODIN	Oxígeno Disuelto del Afluente (mg/l)
ODOUT	Oxígeno Disuelto del Efluente (mg/l)
EOD	Eficiencia de remoción del Oxígeno Disuelto
CONDIN	Conductividad del Afluente (mS/cm)
CONDOUT	Conductividad del Efluente (mS/cm)
ECOND	Eficiencia de remoción de la Conductividad
SALIN	Salinidad del Afluente
SALOUT	Salinidad del Efluente
ESAL	Eficiencia de remoción de la Salinidad
TEMPIN	Temperatura del Afluente (°C)
TEMPOUT	Temperatura del Efluente (°C)
ETEMP	Eficiencia de Remoción de Temperatura
CLORIN	Cloruros en el Afluente (mg Cl/l)
CLOROUT	Cloruros en el efluente (mg Cl/l)
ECLOR	Eficiencia de remoción de Cloruros
ALCIN	Alcalinidad en el Afluente
ALCOUT	Alcalinidad en el Efluente
EALC	Eficiencia de remoción de Alcalinidad
SSVIN	Sólidos Suspendidos Volátiles del Afluente (mg/l)
SSVOUT	Sólidos Suspendidos Volátiles del Efluente (mg/l)
ESSV	Eficiencia de remoción de Sólidos Suspendidos Volátiles
SSFIN	Sólidos Suspendidos Fijos en el Afluente (mg/l)
SSFOUT	Sólidos suspendidos Fijos en el Efluente (mg/l)
ESSF	Eficiencia de remoción de Sólidos Suspendidos Fijos

RESUMEN

El presente proyecto buscó determinar parámetros cinéticos de un biofiltro utilizando como material de soporte residuos de llanta para el tratamiento de mezclas de lixiviados maduros del Relleno El Henequén y aguas residuales municipales de la Estación Depuradora de Aguas Residuales El Pueblito. Se usó un biofiltro anaerobio descendente. Como relleno del biofiltro se usó material reciclado utilizando llanta triturada de 2 cm diámetro efectivo en promedio. Se observó crecimiento de biopelícula en la superficie de los cauchos de las llantas facilitado por la rugosidad de su superficie. La mezcla Lixiviado – Agua Residual que obtuvo la eficiencia de remoción más alta de DQO y DBO fue la del 10%. Se alcanzaron eficiencias de remoción de DBO hasta del 86% y de DQO hasta del 79%. Se utilizaron dos modelos matemáticos para describir el comportamiento de los biofiltros. El modelo de dispersión y reacción química obtuvo los resultados teóricos más cercanos a los resultados experimentales. No hubo problemas de taponamiento, ni de alteración o compactación de las llantas trituradas, todo lo cual permite concluir que las llantas pueden ser reusadas como material de soporte para biofiltros en el tratamiento de las aguas residuales. Como conclusión se estableció en este trabajo que la constante cinética dependía de la conductividad de la mezcla, y a su vez esta depende del porcentaje de dilución del lixiviado en el agua residual. También se observó que hubo remoción de sales en el biofiltro, tal vez por procesos de adsorción en las llantas.

Palabras clave: Lixiviados maduros, llantas, modelo cinético, biofiltros.

ABSTRACT

This project seeks to determine kinetic parameters of a biofilter using tires as material support for the treatment of mixtures of old leachate of Landfill El Henequén and municipal wastewater of Barranquilla city. A downstream anaerobic biofilter was used. The biofilter was filled with material used tire shredded. It have effective diameter of 2 cm on average. Biofilm growth was observed on the surface of the rubber tire facilitated by the surface roughness. The mixture Leachate - Wastewater who obtained the highest removal efficiency of COD and BOD was 10%. BOD removal efficiencies were achieved up to 86% and COD up to 79%. Two mathematical models were used to describe the behavior of biofilters. The dispersion model with chemical reaction achieved the closest theoretical results to experimental results. There were no problems of blockage, or alteration or compaction of the comminuted tires, all of which leads to the conclusion that the tires can be reused as a substrate for biofilters for treating wastewater. In conclusion, It established in this work that the kinetic constant dependent on the conductivity of the mixture, and this in turn depends on the percentage of dilution of the leachate in the waste water. It was also noted that there was removal of salts in the biofilter, perhaps by adsorption on rims.

Keywords: mature leachate, tires, kinetic model, biofilters.

1. INTRODUCCION

El Departamento del Atlántico tiene 23 municipios, de los cuales 18 generan 940 toneladas diarias de residuos sólidos que son dispuestos en rellenos sanitarios, el resto de los municipios (5) disponen en botaderos a cielo abierto. En la ciudad de Barranquilla se producían 593,08 toneladas diarias de residuos sólidos en el año 2008, los cuales eran llevados al relleno sanitario El Henequén; hasta que fue clausurado en el año 2009 (Superservicios Públicos Domiciliarios, SSPD, 2008). El Relleno Sanitario “El Henequen” fue construido en el año 1990 bajo la administración de las Empresas Publicas Municipales – EPM, en el año 1992 pasó a manos de la empresa Triple A, la cual es actualmente la operadora del servicio de aseo en Barranquilla y su Área Metropolitana (Puerto Colombia, Galapa y Soledad). Según Salazar & Saavedra, 2009, el relleno fue clausurado porque no cumplía el plan de manejo ambiental para mitigar los malos olores y no tenía un manejo adecuado de los lixiviados.

Aunque el relleno sanitario El Henequén no recibió más residuos sólidos, la producción de lixiviados ha continuado por diferentes razones, por un lado, los procesos de oxidación biológica de la materia orgánica dispuesta se siguen dando hasta que su oxidación haya sido completada, y por otro lado, el paso de las aguas lluvias que se infiltran a través de los residuos sólidos estimula la formación de los lixiviados.

Los lixiviados son residuos líquidos altamente contaminados que al ser vertidos al medio ambiente puede generar impactos negativos de diferente índole. Regularmente tienen concentraciones altas de materia orgánica, nitrógeno y metales pesados, lo que puede afectar los cuerpos de agua receptores, superficiales o subterráneos y por ende a los usuarios de estos cuerpos de agua afectados, ya sean animales o el mismo ser humano (Kalyuzhnyi, *et al*, 2003;

Salcedo, *et al*, 2013; Pérez, M., 2013; Cárdenas, J. A., 2013; Naranjo, A., 2014; Ortiz, B., *et al*, 2015). Debido al impacto que pueden provocar sobre su entorno se requiere el tratamiento apropiado de los lixiviados. Se han evaluado diferentes opciones de tratamiento, estos se pueden clasificar en tres grupos: en primer lugar, transferencia del lixiviado, donde se recicla y se mezcla con agua residual doméstica. En segundo lugar, biodegradación, aplicando procesos aerobios y anaerobios para su depuración, tales como: lodos activados, biodiscos, reactores aerobios de lecho fluidizado, reactores de secuenciación batch, (o por siglas en inglés SBR, secuencial batch reactor) reactores anaerobios de flujo ascendente, RAFA (o por sus siglas en inglés UASB, Upflow Anaerobic Sludge Blanket), humedales artificiales; y en tercer lugar, métodos físicos y químicos, por medio de oxidación química, adsorción, precipitación química, coagulación/floculación, ósmosis inversa, sedimentación/flotación y aireación (Torres, 2009; Renou, 2008; Kiliç *et al*, 2007)

Dentro de los procesos de biodegradación se han utilizado biofiltros, algunos aerobios y otros anaerobios con diferentes materiales de soporte obteniéndose eficiencias de remoción de materia orgánica hasta del 66,7%, medida como DQO, y hasta del 91.2% medida como DBO (Galvez, *et al*, 2006). Se ha tenido como referencia la experiencia previa en el uso de biofiltros para tratar aguas residuales con alta concentración de sal (Ramos, A.F., *et al*, 2007) o para tratar aguas con fenoles o metales pesados (Nkhalambayazsi-Chirwa & Wang, 2001) y aguas residuales industriales con composición fisicoquímica similar a los lixiviados de rellenos sanitarios (Del Pozo, *et al*, 2000).

Un parámetro que ayuda a decidir qué tipo de tratamiento se puede utilizar para depurar los lixiviados es la relación entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno y la Demanda Química de Oxígeno (DBO/DQO). La relación DBO/DQO es conocida como coeficiente de biodegradabilidad y muestra que tan biodegradable es un residuo líquido (sean aguas residuales o lixiviados). Decir que es biodegradable

significa que la remoción de contaminantes orgánicos se puede hacer en mayor medida utilizando microorganismos, es decir, usando procesos biológicos de tratamiento. En caso de que un residuo líquido no sea biodegradable habría que usar tratamientos físicos, fisicoquímicos u oxidación avanzada (Osorio, *et al*, 2010) para su depuración. Crites & Tchobanoglous, 2000, dicen que si la relación DBO/DQO para aguas residuales no tratadas es mayor que 0,5 estas se consideran biodegradables y se pueden usar procesos biológicos para su tratamiento. Si la relación DBO/DQO es menor que 0,3 el residuo líquido puede tener compuestos que dificultan la biodegradación y habría que utilizar otras opciones de tratamiento diferentes a los procesos biológicos. En el caso de los lixiviados la relación DBO/DQO disminuye progresivamente durante el tiempo de vida de un relleno, ya que a medida que pasa el tiempo la materia orgánica biodegradable se va oxidando disminuyendo el valor de la DBO y el valor de la DQO sólo representaría la medida de materia orgánica no biodegradable. Del Borghi, *et al*, 2003, han reportado que remociones de DQO en el rango del 90% al 98% se han obtenido para lixiviados con relaciones DBO/DQO entre 0,4 y 0,8, sin embargo, para relaciones DBO/DQO menores de 0,3 no se han obtenido reducciones mayores del 35%, lo que indica que un tratamiento biológico es más eficiente para lixiviados de rellenos jóvenes. Para lixiviados de rellenos viejos, se han investigado opciones de tratamiento diferentes de los convencionales, tales como hacer mezclas o diluciones con aguas residuales municipales, lo que ha permitido tener buenos resultados en la remoción de materia orgánica usando lodos activados (Del Borghi, *et al*, 2003; Hur, *et al*, 2001), también se han usado biorreactores de membrana (Litas, *et al*, 2009). Estas referencias sirven de soporte para aplicar el mismo tratamiento al lixiviado producido en el Relleno El Henequén.

Por otro lado, en la búsqueda del aprovechamiento de los residuos sólidos, las llantas usadas han visto una aplicación en los sistemas de drenaje de algunos rellenos sanitarios. Las llantas se han triturado a diferentes tamaños y en conjunto o en reemplazo de la grava se han utilizado como sistema de drenaje para la

recolección de los lixiviados (Narejo & Shettima, 1995; Hudson, *et al*, 2007; Beaven, *et al*, 2013). Algunos estados en Estados Unidos tienen rellenos sanitarios donde ya utilizan las llantas usadas como parte de su sistema de drenaje. El Relleno Phantom cerca de la ciudad de Canon en Colorado (Hayhurst, 2000) y el Relleno Carlinville en Carlinville, Illinois (Reddy, *et al*, 2010) son ejemplos de ello. Incluso el Departamento de Calidad Ambiental en Arkansas tiene una “Guía para el uso de llantas trituradas en la construcción de drenajes de rellenos sanitarios” (Arkansas Dept. of Environmental Quality. Solid Waste Management Division), lo mismo que la ciudad de Sacramento en California (GeoSyntec Consultants, Inc., 1998) por lo que no es algo nuevo el uso de llantas trituradas obteniendo muchos beneficios ambientales relacionados (Canup, 1995). En los documentos anteriores también se reporta la conductividad hidráulica, la comprensibilidad y el grado de taponamiento que se da usando las llantas trituradas en los sistemas de drenaje para los lixiviados. Además de reportar estos parámetros, otros investigadores (McIsaac & Rowe, 2005) han reportado que luego de que un lixiviado pasa a través de un lecho de llantas trituradas se da una disminución de la DQO hasta de un 44%. Estos resultados hicieron pensar en la posibilidad de utilizar llantas usadas como material de soporte en un biofiltro que trate el lixiviado viejo mezclado con agua residual municipal.

Teniendo en cuenta lo anterior, la pregunta a responder en este proyecto es ¿Cuál será la eficiencia de remoción de materia orgánica de los lixiviados del relleno El Henequén utilizando mezclas con agua residual doméstica y como material de soporte llanta usada en los biofiltros?

Adicional a lo anterior, era importante revisar si los datos obtenidos en un montaje escala laboratorio permitirían establecer una cinética que se ajuste al comportamiento del biofiltro en las condiciones dadas y de esa forma poder replicar el proceso a mayor escala.

Los capítulos que siguen presentan los resultados del montaje a escala laboratorio que se hizo para evaluar la remoción de DQO a diferentes porcentajes de dilución del lixiviado del Relleno El Henequén y agua residual municipal de la ciudad de Barranquilla, se analiza el comportamiento de diferentes parámetros fisicoquímicos y se utiliza la Correlación de Pearson para establecer las correlaciones más fuertes entre los datos y la remoción de materia orgánica. También se verifica el impacto de la conductividad sobre la constante cinética calculada para el biofiltro. Al final se reportan las conclusiones del proyecto y se hacen unas recomendaciones para ampliar la investigación en algunos aspectos, como es, por ejemplo, la capacidad que tienen las llantas para adsorber sales.

1.1.JUSTIFICACIÓN

El tratamiento de aguas residuales es una prioridad para la normatividad colombiana, en especial cuando estas aguas residuales tienen un impacto tan grave sobre su entorno como lo hacen los lixiviados de los rellenos sanitarios (Giraldo, 2001). El Relleno sanitario El Henequén clausurado desde el 2009 genera unos lixiviados maduros que requieren tratamiento, pero que por sus características fisicoquímicas, el tratamiento no puede ser por procesos biológicos. De tal manera que se requiere explorar opciones que permitan hacer un tratamiento sostenible, por tal razón se evaluó la mezcla con aguas residuales municipales, reportada en la bibliografía como una opción para el tratamiento con lixiviados maduros (Torres, *et al*, 2010; Del Borghi, *et al*, 2003; Hur, *et al*, 2001; Kılıç, *et al*, 2007; Neczaj, *et al*, 2007; Cortez, *et al*, 2009). Por otro lado, buscando alternativas de uso de residuos sólidos se exploró la posibilidad de usar los residuos de llantas como material de soporte de los biofiltros, una práctica que se ha visto motivada por lo reportado en la bibliografía (McIsaac & Rowe, 2005) y de esta manera se da un valor agregado al sistema de tratamiento evaluado. Por último, es importante establecer las ecuaciones que permitan el diseño del sistema, así se facilita la réplica de los montajes y su uso a mayor escala.

1.2.OBJETIVOS

- OBJETIVO GENERAL

Determinar los parámetros cinéticos en biofiltros utilizando como material de soporte residuos de llantas para el tratamiento de lixiviados maduros mezclados con aguas residuales municipales.

- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analizar la viabilidad del reuso de llantas como material de soporte en biofiltros.

Analizar el efecto que produce la variación del porcentaje de dilución del lixiviado en agua residual municipal sobre la eficiencia de remoción de la materia orgánica.

Establecer un modelo cinético para los biofiltros teniendo en cuenta los datos obtenidos en el proceso de experimentación.

2. ESTADO DEL ARTE

El estado del arte está dividido en cuatro partes: Primero, el uso de llantas como material de soporte para filtros en procesos biológicos de depuración; Segundo, las opciones de tratamiento de lixiviados usadas actualmente; Tercero, los modelos cinéticos para biofiltros y Cuarto, el uso de trazadores en reactores de lecho fijo. En cada uno se presenta aspectos relevantes de investigaciones reportadas en la bibliografía especializada y que contribuyeron a alcanzar los objetivos propuestos del presente trabajo.

2.1. RECICLAJE DE LLANTAS EN BIOFILTROS

Las llantas son la parte del vehículo que facilitan su rodamiento, ya que recubren los rines y permite un desplazamiento amortiguado, están compuestas principalmente de caucho y están llenas de aire en su interior (Vargas Bayona, 2013). Las llantas están formadas principalmente por caucho vulcanizado. El caucho usado regularmente es el co-polimero estireno - butadieno (SBR - Styrene-butadiene rubber), además, tiene otros componentes:

- Negro de carbón, usado para reforzar el caucho y ayuda con la resistencia a la abrasión.
- Fibras de refuerzo, que pueden ser fibras textiles o de acero, el objetivo es darle resistencia a las llantas y aumentar su fuerza de tracción. Inicialmente se usaron de algodón y fueron reemplazadas por fibras de nylon, poliéster y de acero.
- Sustancias preservantes como aceites de petróleo, los cuales mejoran la viscosidad, reducen la fricción interna y mejora la flexibilidad en el caucho.

Tabla 1. Composición de las llantas de Vehículo y Camión, nuevas y usadas.

Composición de la llanta	Vehículo		Camión	
	Nuevo (%)	Usado (%)	Nuevo (%)	Usado (%)
Elastómero	48	47	45	43
Negro de humo	22	21,5	22	21
Acero	15	16,5	25	27
Fibras textiles	5	5,5		
Óxido de zinc	1,2	1	2,2	2
Sulfuros	1	1	1	1
Otros aceites	8	7,5	6	6

Fuente: Vargas, 2013

Según Amoozegar & Robargue, 1999, una llanta de marca Goodyear de 21 lbs. (9,5 kg) está compuesto de 5,5 lbs. de 30 tipos diferentes de caucho sintético, 4,5 lbs. de caucho natural, 5 lbs. de 8 tipos de negro de carbón, 1,5 lbs. de cadenas de acero, 1 lb de poliéster y nylon, 0,5 lbs. de anillo de acero y 3 lbs. de 40 tipos de diferentes químicos, ceras, aceites, pigmentos y otros productos.

El número de llantas que se usa en el mundo es alto, sólo en Estados Unidos, en el año 2005, el número de llantas de desecho fue 290 millones. En Colombia, en el 2008 hubo un consumo de 4.493.092 lo que significa unos residuos de llantas estimados en 61.000 toneladas al año (Vargas, 2013).

Cuando las llantas se convierten en desechos y son mal dispuestas, es decir, no se llevan a vertederos apropiados, estas pueden liberar algunas de las sustancias que hacen parte de su composición (Tabla 1) y estas sustancias pueden impactar sobre el medio ambiental (Narejo & Shettima, 1995; Hudson, *et al*, 2007; Beaven, *et al*, 2013). Además, la forma de las llantas permite que haya retención de agua y facilita que los vectores transmisores de enfermedades (tales como mosquitos) se

críen en ellas. Esta situación afecta a los individuos que viven en la cercanía de los lugares donde se acumulan las llantas.

En vista del creciente número de llantas de desecho, en países como Estados Unidos existen estrategias para su reuso (Canup, 1995; Narejo & Shettima, 1995; GeoSyntec Consultants, Inc., 1998; Hudson, et al, 2007; Beaven, et al, 2013). Incluso algunas opciones de reuso de llantas se han normalizado o estandarizado. La American Society for Testing and Materials (ASTM) ha establecido una norma para el reuso de llantas trituradas, como lo es la ASTM D 6270, “Practica normalizada para el uso de llantas trituradas en aplicaciones de Ingeniería Civil” (En inglés: “*Standard Practice for Use of Scrap Tires in Civil Engineering Applications*”) de la cual se extraen las siguientes definiciones (Maryland Departament of the Environment, 2008):

- Chips de llantas (Tire Chips): llantas que son trituradas hasta alcanzar dimensiones que oscilan entre 0,05 y 2 pulgadas de largo y a las que además, le han removido la mayor parte del metal.
- Tiras de llantas (Tire Shreds): llantas que son trituradas hasta alcanzar medidas entre 2 y 12 pulgadas de largo.
- Agregados derivados de llantas (Tire Derived Aggregate, TDA): Cualquier combinación de Chips y tiras de llantas utilizadas como una alternativa a los convencionales suelos o agregados

Algunas aplicaciones que se le ha dado a las llantas enteras o en forma de chips o de tiras son (Maryland Departament of the Environment, 2008):

- La llanta entera como separador en carreteras
- Como material de paso peatonal
- Como caucho granulado incorporado al asfalto para pavimento
- Como insumo para hacer pisos para juegos de niños
- Como aislante térmico en carreteras

- Como una alternativa a los agregados en aplicaciones de ingeniería civil tales como: sistemas de drenaje para rellenos sanitarios y sistemas sépticos, también como material ligero de llenado para ciertas obras en carreteras.
- Como un atenuador de las vibraciones del suelo cercano a los rieles de trenes.

Otras aplicaciones que se le dan a las llantas usadas son: como control de erosión, muros de contención para accidentes en carreteras, prevención de ruido. Mondal & Warith, 2008, comentan que los chips de llantas tienen características tales como la conductividad hidráulica, área superficial, capacidad de sorción y compresibilidad que pueden favorecer el tratamiento de los lixiviados en rellenos sanitarios. De hecho, en Estados Unidos de América los estados de Georgia, Iowa, Carolina del Norte, Carolina del Sur, Texas y Virginia han permitido el uso de TDA como un sustituto del material de drenaje en los sistemas de rellenos sanitarios. La exitosa aplicación de este sistema se basa en numerosos estudios en laboratorio y en campo que inicialmente investigaban la potencial lixiviación de los Agregados derivados de llantas, TDA y su impacto sobre las aguas subterráneas (Maryland Department of the Environment, 2008).

Mondal, et al, 2007; Mondal & Warith, 2008; Hossain, et al, 2011; han investigado el uso de llantas trituradas como material de soporte de biofiltros para tratar lixiviados de rellenos sanitarios con los cuales se obtuvieron remociones del 81 al 96% en DBO, 76 al 90% en DQO y 15 al 68 % en NH₃-N. Según sus reportes la remoción de sustancias orgánicas está relacionada con la reducción de sólidos disueltos totales en el lixiviado. También observaron que los incrementos en la cantidad de materia orgánica en el efluente se debían al desprendimiento de la biopelícula que se formó en el biofiltro, esta biopelícula alcanzó un espesor de 1 a 2 mm y se desprendía cada 21 días. Los biofiltros que usaron como material de soporte llanta triturada en forma de chips presentaron mayor remoción de materia

orgánica que los biofiltros que usaron material de soporte llanta triturada en forma de tiras. El área superficial de las llantas facilitó la formación de las biopelículas.

2.2. TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

El decreto 1713 de 2002 el cual estructuró la Gestión Integral de Residuos Sólidos en Colombia definió a los rellenos sanitarios como *“el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de los residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para la confinación y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final”* (Ministerio de Desarrollo Económico, 2002). Por lo tanto, son los rellenos los lugares legalmente establecidos para la disposición de los residuos sólidos y aunque en Colombia se estimula el aprovechamiento de los Residuos Sólidos para reuso o reciclaje lo cierto es que aun los rellenos siguen recibiendo grandes cantidades de residuos (Giraldo, 2001; Noguera & Olivero, 2010). Como subproducto de los procesos de degradación que se dan en los rellenos se generan los lixiviados. El decreto 2981 de 2013 define los lixiviados como *“el líquido residual generado por la descomposición biológica de la parte orgánica o biodegradable de los residuos sólidos bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas y/o como resultado de la percolación de agua a través de los residuos en proceso de degradación”* (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013).

Los lixiviados que generan los rellenos sanitarios son una forma de agua residual altamente concentrada, rica en diferentes contaminantes tales como: materia orgánica disuelta (CH_4 , ácidos grasos volátiles, compuestos húmicos y fúlvicos, etc.), compuestos inorgánicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , etc.),

metales pesados (tales como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Cu, etc.); compuestos orgánicos xenobióticos (hidrocarburos halogenados, hidrocarburos aromáticos, fenoles, alifáticos clorado, etc.) (Giraldo, 2001; Jun, et al, 2009; Zafra & Gutierrez, 2015).

Los lixiviados se clasifican de acuerdo a su edad o tiempo de maduración como aparece en la Tabla 2.

Tabla 2. Clasificación del lixiviado de acuerdo a su edad o tiempo de maduración.

	Joven	Media	Viejo
Edad(años)	<1	1-5	>5
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO(g/L)	>15	3-15	<3
DBO ₅ /DQO	0.5-1	0.1-0.5	<0.1
COT/DQO	<0.3	0.3-0.5	>0.5
NH ₃ -N	<400	400	>400
Metales Pesados (mg/l)	>2	<2	<2
Compuestos Orgánicos	80% VFA	5-30% VFA+HA+FA	HA+FA

VFA=Ácidos Grasos Volátiles; AH=Ácido Húmicos; AF= Ácidos Fúlvicos; SD=sin degradar; P=parcialmente degradados o estabilizados; E= Estabilizados.

Fuente: Gan, 2010

Las tratamientos que se aplican para la depuración de lixiviados dependen de la edad del lixiviado, de la composición y del uso que se le va a dar al efluente tratado (Giraldo, 2001).

El relleno sanitario donde se disponían los residuos sólidos de la ciudad de Barranquilla y de algunos municipios de Departamento del Atlántico, Colombia, fue clausurado desde el año 2009, sin embargo, aunque no recibe más residuos la producción de lixiviados continúa. Actualmente el sistema de manejo de lixiviado incluye tres lagunas que sirven para que parte del lixiviado se evapore y parte se pueda recircular, este procedimiento permite un manejo de lixiviado pero no es un tratamiento que logre remover los principales contaminantes.

Los lixiviados que genera el relleno sanitario El Henequén se clasifican como lixiviados viejos, de acuerdo a la Tabla 2, ya que llevan más de 5 años de maduración.

Una opción de tratamiento para los lixiviados viejos es mezclarlos con aguas residuales municipales para aumentar el coeficiente de biodegradabilidad y de esa forma aplicarle un tratamiento biológico, esta opción ha sido ampliamente usada por diferentes investigadores (Torres, et al, 2010; Del Borghi, et al, 2003; Hur, et al, 2001; Kılıç, et al, 2007; Neczaj, et al, 2007; Cortez, et al, 2009) constituyéndose en una alternativa viable y económica, dado que permite la dilución de los contaminantes inhibidores de procesos biológicos y aumenta la biodegradabilidad del lixiviado permitiendo el uso de tratamientos biológicos, los cuales, desde el punto de vista ambiental, tienen mayores ventajas que los procesos fisicoquímicos.

Tabla 3. Referencias de diferentes tratamientos usados para las mezclas de lixiviados con aguas residuales

Tratamiento	Mezcla	Proporción	Resultados	Referencia
Sistema de lodos activados	Lixiviado – Agua residual municipal	0.2, 1, 10, 25 y 50% v/v	>10% de mezcla deterioro del sistema	Hur, et al, 2001
Digestión Anaerobia	Lixiviado – Agua residual municipal	0.2, 1, 10, 25 y 50% v/v	>1% de mezcla deterioro del sistema	Hur, et al, 2001
Sistema de lodos activados	Lixiviado viejo – Aguas residuales	10%	$Y_{DQO} > 0.65$ a TRH = 8 h	Del Borghi, et al, 2003
Reactor Secuencial Batch SBR – Pretratamiento con ultrasonido	Agua residual doméstica y lixiviado	9:1v/v		Neczaj, 2006
Pretratamiento con cal al lixiviado y tratamiento convencional a la mezcla.	Lixiviado viejo con agua residual municipal	2-5% v/v	Pretratamiento removió 82% SST, 19% DQO y 60% metales pesados	Kılıç, et al, 2007
Reactores anaerobios UASB	Lixiviado – Agua residual municipal	5%	Eficiencias de remoción de DQO y SST aproximadamente del 70 y 90% respectivamente.	Torres, et al, 2009. Torres, et al, 2010

Fuente: El Autor

En la Tabla 3 se presenta un resumen de algunos artículos revisados para identificar los porcentajes de mezcla lixiviado – agua residual recomendados de acuerdo al tratamiento aplicado. Sin embargo, se reconoce la dificultad de comparar los resultados de las diferentes investigaciones teniendo en cuenta que las características de los lixiviados cambian dependiendo del tipo de residuo que lo genera y con la edad, además de las diferencias operacionales como configuración del reactor, condiciones de operación que se dan en cada trabajo expuesto.

La Environmental Protection Agency en Estados Unidos publicó (USEPA, 1995) que los estudios de laboratorio para tratar los lixiviados usando biofiltros de medio sumergido muestran que estos tienen la capacidad para ajustarse a las operaciones de arranque, estado estable y cargas choque sin mayor inconveniente. Aunque también recomiendan el uso de lechos fluidizados con arena y carbón activado porque tienen mayor carga hidráulica y orgánica que los biofiltros, sin embargo, la inestabilidad de estos sistemas y los problemas asociados a arrastre de materiales hace que su manejo sea más complejo.

Según Abbas, *et al*, 2009, los biofiltros son sistemas de película fija que han generado un mayor interés en la actualidad junto a los reactores de biopelícula de lecho móvil (RBMM). Los biofiltros se consideran una opción para la nitrificación debido los bajos costos de los medios de soporte. También reportan un trabajo donde se alcanzó más del 90% en la nitrificación del lixiviado en un biofiltro de laboratorio usando cargas orgánicas entre 100 y 130 mg/L/d de $\text{NH}_3\text{-N}$ a 25°C y 50 mg/L/d de $\text{NH}_3\text{-N}$ a temperaturas tan bajas como 5 – 10 °C. En cuanto a remoción de materia orgánica señalaron que los biofiltros anaerobios son sistemas de alta tasa que reúnen las ventajas de los sistemas anaerobios y minimiza sus desventajas y que en estos se puede reducir la DQO alrededor de un 90%, variando la carga orgánica de 1,26 a 1,45 Kg/m³/d de DQO, y esto a diferentes

edades de lodo. La producción total de biogás estuvo entre 400 y 500 L gas/kg DQO removido con un contenido de metano entre 75 y 85%.

En resumen, revisando la bibliografía se encontró que los investigadores han hecho varios porcentajes de mezcla encontrando diferencias en cuanto a la relación apropiada para un proceso óptimo, para algunos la mejor dilución se da al 1%, otros recomiendan el 5% y otros al 10%, lo que se puede explicar teniendo en cuenta las características propias de cada lixiviado a tratar. También se observó que en la bibliografía revisada que hay un creciente interés por el uso de los biofiltros buscando alternativas de material de soporte apropiados económica y ambientalmente hablando, también se recomienda el estudio con biofiltros anaerobios. Teniendo en cuenta esta información se hicieron diferentes mezclas del lixiviado del Relleno El Henequen con aguas residuales municipales y se usó un biofiltro utilizando como material de soporte llanta usada. Es importante anotar que el uso de materiales reciclables como material de soporte de los biofiltros le da un valor agregado al proyecto, en este caso las llantas usadas tienen un potencial debido a que no son biodegradables y no se deforman fácilmente bajo la presión, ya se han probado en procesos asociados a rellenos sanitarios y se han obtenido buenos resultados (McIsaac & Rowe, 2005). El volumen de llantas usadas crece cada día y verificar su idoneidad como material de soporte para biofiltros contribuiría a la solución de reuso de residuos.

2.3. MODELOS CINÉTICOS EN BIOFILTROS

Los reactores de biopelícula o de película fija son una buena opción para el tratamiento de aguas residuales complejas como las industriales o los lixiviados (Trojanowicz, 2009), dentro de esta gama de reactores están los biofiltros. Biofiltro es un nombre genérico para los bioreactores que remueven materia orgánica y/u otros contaminantes debido a la presencia de microorganismos adheridos a un

material de soporte formando biopelícula. Los filtros percoladores son ejemplos de biofiltros en los cuales el material de soporte es roca o plástico. Los biofiltros pueden ser aerobios o anaerobios. El diseño de estos reactores se ha basado más en ecuaciones empíricas y recomendaciones de diseño (rules of thumbs) que en ecuaciones que tengan en cuenta la cinética del proceso. La cinética de los procesos de biopelícula o de reactores de biofiltro está todavía incipiente debido a la dificultad de estudiar ciertos fenómenos que se dan y la complejidad del proceso, algunos de estos fenómenos son: los procesos de transferencia de masa a través de la biopelícula, los procesos de difusión, la tasa de crecimiento y liberación de la biopelícula. Se han hecho varios trabajos de investigación donde se han aplicado diferentes conceptos para modelar este tipo de reactores, algunos simulan el comportamiento del reactor como una caja negra y en otros casos se trata de establecer los principales procesos que se dan en la biopelícula para que a partir de estos se determine el comportamiento del reactor.

Boltz *et al*, 2010, comenta que el modelamiento matemático de reactores de Biopelícula, tales como los biofiltros, es más complicada que los reactores de lecho suspendido debido a la complejidad de procesos que se dan en ellos, por ejemplo: las diferencias en la configuración y operación del reactor, la hidrodinámica de la zona líquida y los procesos de difusión en la membrana. También comenta que los modelos matemáticos de las biopelículas se pueden organizar de acuerdo a su uso, como herramientas para el diseño de ingeniería o como herramientas para investigación. De acuerdo a la revisión bibliográfica que hizo Boltz identificó cinco tipos de modelos para biopelículas: pseudoanalíticos, analíticos, unidimensional numérico, bidimensional numérico y tridimensional numérico.

Wanner *et al.*, 2006, organizó modelos de biopelículas que se basaban en diversas ecuaciones que gobiernan los procesos hidráulicos, de difusión o cinéticos (por ejemplo: Navier Stokes, Ley de Ficks y cinética de Monod), pero

estos modelos deben ser lo suficientemente simples para responder las necesidades por las cuales se utilizan, sea para diseño práctico o para investigación. Muchas veces los modelos han sido ajustados a resultados de experimentos particulares por lo que las asunciones limitan el uso de las simulaciones a tipos particulares de reactores y no permiten la generalización de sus resultados.

Un ejemplo del uso de ecuaciones simples para un biofiltro es lo que muestra el ingeniero Jairo Romero en su libro sobre Tratamiento de Aguas Residuales (Romero, 2008) donde presenta una ecuación de diseño general asumiendo que este se comporta con flujo pistón, cinética de primer orden y estado estable o estacionario, la ecuación que obtiene para el biofiltro sin recirculación es:

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-ct} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde S_e = Concentración de sustrato soluble en el efluente del filtro, mg/l

S_a = Concentración de sustrato soluble en el afluente del filtro, mg/l

c = Constante de remoción de sustrato, d^{-1}

t = Tiempo de contacto, d

Para el biofiltro con recirculación se obtiene:

$$\frac{S_e(1+R)}{S_o+RS_e} = e^{-ct} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde S_o = DBO soluble del agua residual, sin recirculación, mg/l.

S_a = DBO soluble del afluente al filtro, mg/l.

R = relación de recirculación = $\frac{\text{Caudal de recirculación}}{\text{Caudal a tratar}}$

Romero, 2008, también cita las variantes que hicieron Eckenfelder y Bruce & Merkens a partir de la ecuación 1. Eckenfelder propuso la ecuación:

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-KSD/q^n} \text{ (Ecuación 3)}$$

También se puede expresar:

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-KSD/q^n} \text{ (Ecuación 4)}$$

Donde K = constante modificada de remoción de sustrato, (m/d)ⁿ

S = área superficial específica del medio, m²/m³

D = Profundidad del filtro, m

q = Carga hidráulica superficial, m/d

n = constante que depende del medio.

A partir de estas ecuaciones Romero, 2008 presenta un procedimiento para determinar las constantes cinéticas que modelan el reactor: Se grafica $\ln \frac{S_e}{S_a}$ vs D para por lo menos tres cargas hidráulicas diferentes, con lo cual se obtienen tres rectas cuya pendiente es KS/qⁿ. Luego en una gráfica log – log se grafica la pendiente (KS/qⁿ) vs q, con lo cual se obtiene la pendiente n.

Los modelos cinéticos se pueden aplicar al reactor como si fuese una caja negra, es decir, sin discriminar los procesos metabólicos que realiza cada población bacterial, así se han utilizado modelos donde se usa la cinética de Monod, el modelo de Grau de segundo orden y el modelo modificado de Stover – Kincannon (Sponza & Uluköy , 2008). El resumen de ecuaciones se observa en la Tabla 4.

Tabla 4. Ejemplos de Modelos cinéticos aplicados a Biofiltros.

Nombre	Ecuaciones	Significado
Cinética de Monod. (Para un reactor anaerobio sin recirculación)	$V \frac{dx}{dt} = QX_o - QX_E + \mu X - k_d X$ $-V \frac{dS}{dt} = QS_o - QS_E + \frac{\mu X}{Y}$ $\theta_c = \frac{VX}{QX_E}$ $\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S}$ $\mu = \frac{1}{\theta_c} + K_d$ $\frac{\mu_{max} S}{K_s + S} = \frac{1}{\theta_c} + K_d$ $\frac{S_o - S}{\theta_H X} = \frac{1}{Y} \frac{1}{\theta_c} + \frac{1}{Y} K_d$ $\frac{\theta_c}{1 + \theta_c K_d} = \frac{K_s}{\mu_{max}} \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{max}}$	V es el volumen del reactor, m ³ X es la concentración de microorganismos en el reactor. mg/l. X_o es la concentración de microorganismos en el afluente. mg/l.. X_E es la concentración de microorganismos en el efluente. mg/l. μ es la tasa específica de crecimiento por día. k_d es la constante de la fase endógena o muerte celular. Q es el caudal del afluente, m ³ /d S es la concentración de sustrato en el reactor, mg/l S_o concentración de sustrato en el afluente, mg/l S_E concentración de sustrato en el efluente, mg/l Y coeficiente de rendimiento (g SSV/g DQO) θ_c tiempo de retención hidráulica, d.
Modelo de Grau de segundo orden	$-\frac{dS}{dt} = K_s X \left(\frac{S}{S_o} \right)^2$ $\frac{S_o \theta_H}{S_o - S} = \theta_H - \frac{S_o}{K_s X}$ $S_o - \frac{S}{S_o} = E \text{ (Eficiencia)}$ $a = \frac{S_o}{K_s X}, b = \text{pendiente}$ $\frac{\theta_H}{E} = a + b \theta_H$	
Modelo simplificado de Stover – Kicannon	$\frac{dS}{dt} = \frac{R_{max}(QS_o/V)}{k_B + (QS_o/V)}$ $\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_o - S)$ $\frac{V}{Q(S_o - S)} = \frac{k_B}{R_{max}} \frac{V}{QS_o} + \frac{1}{R_{max}}$	k_B valor constante de saturación R_{max} rata máxima de uso.

Fuente: Sponza & Uluköy , 2008

Sin embargo, la cinética de Monod también se ha utilizado para describir diferentes procesos metabólicos hechos por los microorganismos y que se dan en

los biofiltros. Arcangelli & Alvin, 1999, usaron la cinética de Monod para establecer una ecuación que describe al biorreactor, trabajaron en un modelo para describir el crecimiento de una biopelícula de organismos metanótrofos. También partieron de la ecuación de Monod para establecer la cinética de heterótrofos, nitrificadores y metanótrofos. El investigador Trojanowicz, 2009, utilizó también la ecuación de Monod para establecer los parámetros cinéticos para microorganismos heterótrofos en biopelículas utilizados para tratar aguas residuales petroquímicas. El menciona valores de parámetros cinéticos recomendados por diferentes autores para su aplicación en modelos matemáticos con biopelículas

Según Morgenroth, 2008, escoger el modelo apropiado requiere un balance entre el objetivo de la modelación y la complejidad del modelo que se desea trabajar. Por ejemplo, asumir una biopelícula homogénea unidimensional es suficiente si se quiere evaluar la oxidación de carbono, pero si se quiere evaluar la competencia entre las bacterias autótrofas y heterótrofas por el sustrato y el espacio requiere un modelo que prediga la distribución de la biomasa en el espesor de la biopelícula. Existen soluciones analíticas para los modelos unidimensionales donde se asume orden cero y primer orden, asumir cinética de Monod requiere de soluciones numéricas.

Morgenroth, 2008, en base a la segunda Ley de Fick de la difusión, propone una ecuación diferencial parcial que describe la difusión molecular, el uso de sustrato dentro de la biopelícula y la acumulación dinámica para un sustrato limitante así:

$$\frac{\partial C_F}{\partial t} = D_F \frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2} - r_F \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

C_F concentración de sustrato en la biopelícula (M/L^3)

x distancia desde la superficie de la película (L)

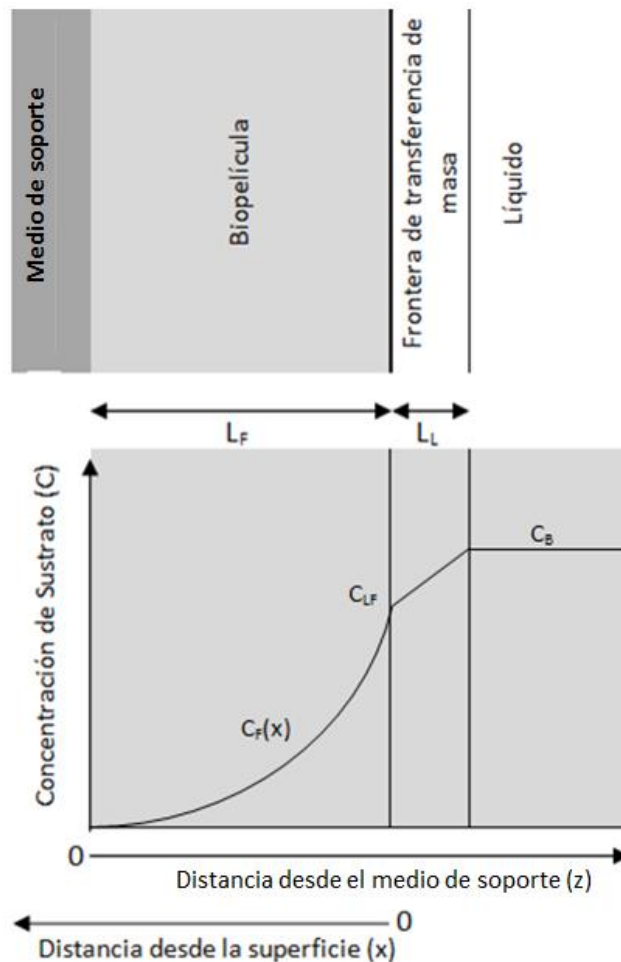
t Tiempo (T)

D_F coeficiente de difusión en la biopelícula (L^2/T)

r_F velocidad de reacción del sustrato por volumen de biopelícula (M/L^3T)

La Figura 1 muestra el modelo que se representa con la ecuación 5 aplicándola a las biopelículas, donde se asume que el alimento C_B atraviesa una capa limite (L_L) y luego la Biopelícula (L_F), disminuyendo su concentración hasta llegar a cero cerca al material de soporte o sustrato.

Figura 1. Modelo de Biopelícula, el alimento C_B disminuye su concentración cuando pasa la capa limite (L_L) y luego la Biopelícula (L_F).



Fuente: Morgenroth, Eberhard. 2008. Traducción: Autor

En algunos casos no se tienen los datos suficientes de membrana para usar la ecuación anterior, por lo que las ecuaciones cinéticas planteadas por Levenspiel, 2009 y Floger, 1992, para reactores con dispersión y reacción química, como la Ecuación 6, son una alternativa viable. Aunque en principio esta ecuación es muy similar a la Ecuación 5, se enfoca más en ver el reactor como un todo.

$$\frac{D}{uL} \frac{d^2 C_A}{dz^2} - \frac{dC_A}{dz} + ktC_A^n = 0 \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde hay tres grupos adimensionales: $\frac{D}{uL}$ es el módulo de dispersión, ktC_A^n es el módulo de reacción y n es el orden de reacción. Wehner y Wilhem resolvieron la ecuación asumiendo cinética de primer orden y obtuvieron la Ecuación 7:

$$\frac{C_A}{C_{Ao}} = \frac{4ae^{uL/2D}}{(1+a)^2 e^{auL/2D} - (1-a)^2 e^{-auL/2D}} \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde

$$a = \sqrt{1 + 4kt\left(\frac{D}{uL}\right)} \quad \text{Ecuación 8}$$

Morgenroth, *et al.*, 2004, hicieron una comparación entre los resultados obtenidos al aplicar diferentes modelos con varios niveles de complejidad y observó que no había diferencia significativa en cuanto al producto, pero sí en cuanto al esfuerzo realizado para ejecutar los modelos, por lo que él recomienda el uso de modelos de biopelículas simples: modelos numericos analiticos, psudoanaliticos o simplemente unidimensionales.

En este trabajo se asumirá la biopelícula homogénea unidimensional como aproximación al comportamiento del reactor para evaluar la remoción de materia orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno, DQO, y se usará la Ecuación 6 como modelo para describir el biofiltro.

3. METODOLOGÍA

3.1. DELIMITACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL MONTAJE

La investigación se realizó en la ciudad de Barranquilla, Departamento del Atlántico, utilizando los lixiviados del Relleno El Henequén y las aguas residuales municipales de la Planta Depuradora de Aguas Residuales El Pueblito. El montaje se encuentra en el Laboratorio del Centro de Investigación de Tecnologías Ambientales, CITA, allí se hicieron parte de los análisis y se contrató parte de los análisis con el Laboratorio de Aguas de la Universidad del Norte. La investigación se desarrolló en 6 meses.

3.2. MONTAJE Y OPERACIÓN DE PLANTA ESCALA LABORATORIO

El montaje es una planta escala laboratorio tipo “*bench scale*” o escala de banco. Este está formado por 6 biofiltros, cada biofiltro con su respectivo tanque de alimentación, de donde viene el agua residual mezclada con lixiviado, y con su respectivo tanque de recolección del efluente. El afluente viene del tanque de alimentación al biofiltro a través de una manguera transparente de 0,5 cm de diámetro. El efluente sale del biofiltro a través de una manguera transparente de 0,5 cm de diámetro y se almacena en el tanque de recolección (ver Figura 2 y Figura 3). El tanque de alimentación y el de recolección son de 20 litros cada uno (ver Figura 4). Los tanques de alimentación fueron ubicados de tal manera que el nivel de agua en los tanques estaba 90 cms por encima de la entrada a los biofiltros, de esa manera se consiguió un flujo de agua residual constante (ver Figura 2). Cada Biofiltro utilizado está formado por dos botellas plásticas a las cuales se les quitó el fondo y se unieron en su base usando una resina para evitar escapes de agua, esto permitió tener un recipiente de una capacidad de 2 litros.

Los recipientes fueron ubicado en un soporte perforado para darles estabilidad y mantener su posición vertical durante el proceso (ver Figura 5). El interior de los recipientes se rellenó con llanta triturada de aproximadamente 2 cm de diámetro promedio. Cada Biofiltro tiene tres orificios para toma de muestras como se observa en la Figura 6.

Figura 2. Esquema del Montaje. Fuente: El autor.

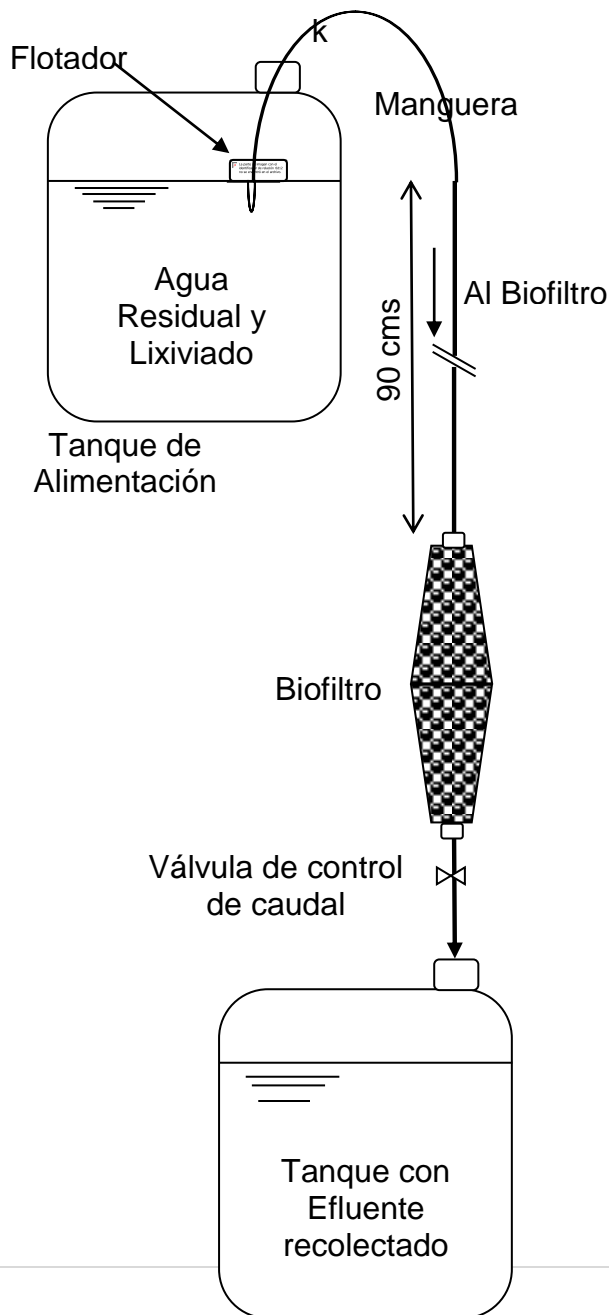


Figura 3. Montaje de los Biofiltros con los tanques de alimentación y de recolección de los efluentes. Fuente: El autor.



Figura 4. Tanques de alimentación de 20 Lt identificados con el porcentaje de lixiviado presente en cada mezcla Agua Residual – Lixiviado. Fuente: El autor



Figura 5. Distribución de las botellas a usar como biofiltros. Fuente: El autor.

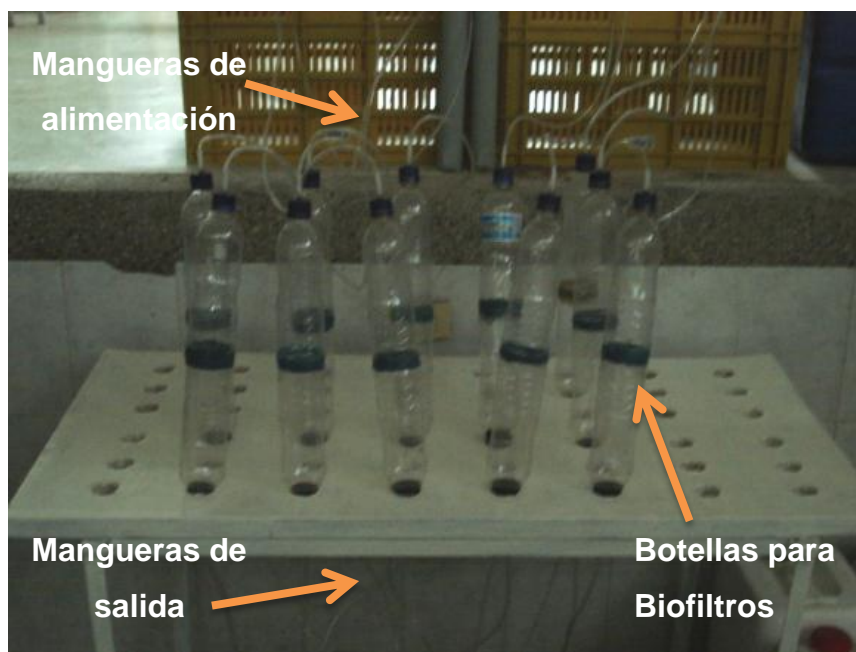
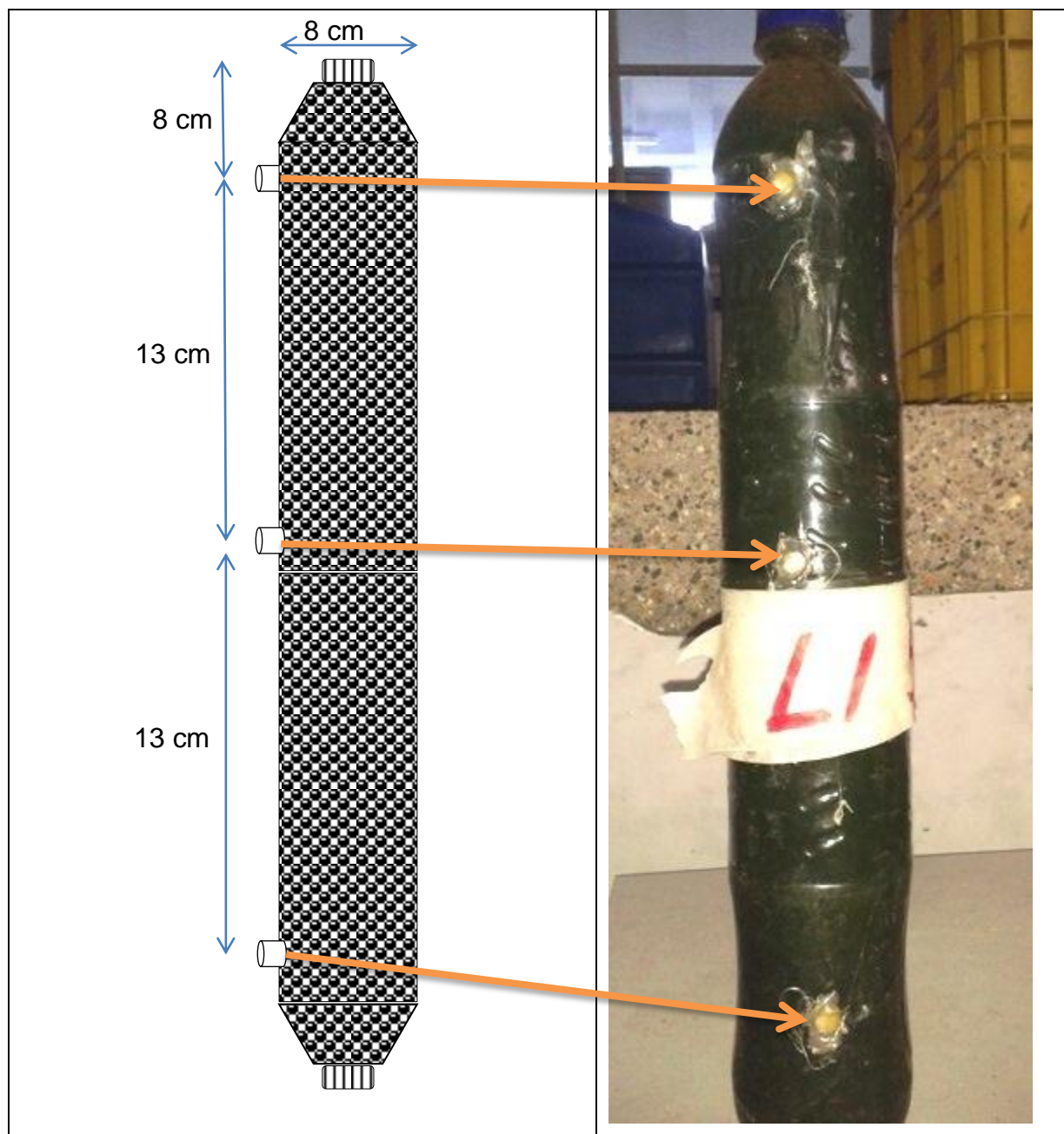


Figura 6. Dimensiones del Biofiltro y puntos de toma de muestras para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos. Fuente: El Autor.



A través de cada biofiltro fluye una mezcla de Agua Residual – Lixiviado diferente, de tal manera que hay dilución de lixiviado en agua residual municipal en seis porcentajes (0%, 1%, 5%, 10%, 12% y réplica del 10%), así se marcó en cada tanque de alimentación como se observa en la Figura 4. El porcentaje de 0% es agua residual sin lixiviado para que sirviera de control. La réplica del 10% se hizo para verificar lo que se reporta en la bibliografía, en cuanto a, que de acuerdo a varios investigadores esta es la mejor relación de dilución para estos procesos. Para preparar las mezclas se usó lixiviado maduro proveniente del Relleno Sanitario El Henequén de la ciudad de Barranquilla, el cual fue clausurado en marzo de 2009, y agua residual municipal (AR), proveniente de la Estación Depuradora de Aguas Residuales El Pueblito. Se evaluó los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el afluente y en el efluente del Biofiltro. La Tabla 5 muestra las cantidades usadas para preparar cada mezcla de agua residual – lixiviado.

La alimentación al biofiltro se dio por gravedad, se dispuso el tubo de alimentación de tal manera que las fluctuaciones de caudal por variaciones en la altura fueran mínimas, sin embargo, se trataba de mantener el nivel de agua constante en los tanques de alimentación.

Se midió la porosidad del biofiltro usando agua y midiendo el volumen sin el material de soporte y con material de soporte (la llanta triturada) obteniéndose una porosidad de 50%.

La Tabla 5 presenta tres variaciones del caudal para variar la carga hidráulica y tener datos del comportamiento del reactor a diferentes tiempos de retención hidráulico. En la Tabla 6 se muestran los tiempos de retención hidráulica evaluados. El biofiltro que obtuvo los mejores resultados de remoción de materia orgánica medida como DQO se le tomaron muestras a diferentes alturas del lecho del biofiltro para observar la variación de la DQO en el interior del reactor, como se

observa en la Figura 6, esto con el fin de tener datos para establecer la cinética utilizando el método de Eckenfelder para hacerlo.

Tabla 5. Consumo de Lixiviado y Agua Residual Municipal usados para preparar las diferentes diluciones en porcentaje volumen/volumen.

No		Tanques Alimentacion	Volumen Tanque, L	Volumen Lixiviado, L	Volumen ARD, L	ml/min	L/h	L/d
1	A.R.D.	0%	20	0	20	0,8	0,05	1,2
2		5%	20	1	19	0,8	0,05	1,2
3		10%	20	2	18	0,8	0,05	1,2
4		15%	20	3	17	0,8	0,05	1,2
		TOTAL	80	6	74			
1	A.R.D.	0%	20	0	20	0,4	0,02	0,6
2		5%	20	1	19	0,4	0,02	0,6
3		10%	20	2	18	0,4	0,02	0,6
4		15%	20	3	17	0,4	0,02	0,6
		TOTAL	80	6	74			
1	A.R.D.	0%	20	0	20	0,2	0,01	0,3
2		5%	20	1	19	0,2	0,01	0,3
3		10%	20	2	18	0,2	0,01	0,3
4		15%	20	3	17	0,2	0,01	0,3
		TOTAL	80	6	74			

Fuente: El Autor.

Tabla 6. Variación de la Carga hidráulica de los biofiltros

CARGA HID. m ³ /m ² /d	CAUDAL	UNIDAD	THR*, h	THR*, min
0,229	0,048	L/h	20,9	1256,6
	0,8	ml/min		
0,115	0,024	L/h	41,9	2513,3
	0,4	ml/min		
0,057	0,012	L/h	83,8	5026,5
	0,2	ml/min		

*THR = Tiempo de retención hidráulico

Fuente: El Autor.

3.3. PARAMETROS A ANALIZAR

La caracterización del agua residual municipal y de los lixiviados se tomó a partir de datos que aportaron la empresa Triple A y los análisis que se hicieron en el Laboratorio de Ambiental de la Universidad del Norte y en el Laboratorio CITA de la Universidad de la Costa.

Al agua residual y al lixiviado se le hicieron los análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que están reportados en la Tabla 7. Estos parámetros se evaluaron de acuerdo a los Métodos Normalizados (AWWA, 2000).

En la Tabla 7 aparecen tabulados el número de muestras para cada parámetro asumiendo un periodo de evaluación de 160 días. Los parámetros DQO, DBO, pH, O.D., Conductividad, Temperatura, Salinidad, Cloruros, Alcalinidad Total y Microbiológicos se evaluaron en los seis biofiltros instalados, sin embargo, los parámetros NTK, PT, Cr^{+6} , Magnesio, Hierro, Arsénico, Sodio, Potasio, Calcio, Manganeso, Nitratos, Nitritos, Amonio, Sulfatos se hicieron sólo en los cuatro biofiltros que obtuvieron los mejores resultados de remoción de materia orgánica medida como DQO.

El parámetro usado como referencia para la medición de la materia orgánica en este proyecto fue la DQO, aunque la DBO es utilizada comúnmente por su significado conceptual, sin embargo, la DQO es utilizada en casos en que el agua residual contiene elementos de agua residual industrial o similares como es el caso de los lixiviados.

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados al agua residual y al lixiviado.

PARÁMETROS	MÉTODO DE REFERENCIA	Entrada	Salida	Biofiltros	Lixiviado	TOTAL ANALISIS
DQO	STM 5220 D	13	13	6	12	168
DBO	STM 5210 B	13	13	6	12	168
pH	STM 4500 H ⁺ B	13	13	6	12	168
O.D.	STM 4500 O G	13	13	6	12	168
Conductividad	STM 2510 B	13	13	6	12	168
Temperatura	STM 2550 B	13	13	6	12	168
Salinidad	STM 2520 B	13	13	6	12	168
Cloruros	STM 4500 Cl - B	13	13	6	12	168
Alcalinidad Total	STM 2320 B	13	13	6	12	168
NTK	STM 4500 N _{org} B	8	8	4	2	66
PT	STM 4500 P	8	8	4	2	66
Cr ⁺⁶ (Cr Total)	STM 3500 Cr-3113 D	8	8	4	2	66
Magnesio	STM 3500 Mg - 3111 B	4	4	4	2	34
Hierro	STM 3500 Fe - 3111 B	8	8	4	2	66
Arsénico	STM 3500 As - 3114 B	8	8	4	2	66
Sodio	STM 3500 Na - B	8	8	4	2	66
Potasio	STM 3500 K - B	8	8	4	2	66
Calcio	STM 3500 Ca - B	1	1	4	2	10
Manganeso	STM 3500 Mn - B	1	1	4	2	10
Nitratos	STM 4500 -NO ₃ - B	1	1	4	1	9
Nitritos	STM 4500 NO ₂ - B	1	1	4	1	9
Amonio	EPA 350.1	1	1	4	1	9
Sulfatos	STM 4500 SO ₄ - E	1	1	4	1	9
Microbiológico	RECuento EN PLACA	13	13	6	12	168
TOTAL						2232

Para efectos de acelerar el crecimiento de bacterias al interior del reactor se hizo una siembra de *Pseudomona Aeruginosa*. Se escogió este microorganismo porque se encontró su presencia en el lixiviado del Relleno sanitario El Henequen. Estos análisis microbiológicos se hicieron en el Laboratorio de Microbiología de la Universidad del Norte. Primero se caracterizó la flora microbiana, luego se hicieron unas pruebas de confirmación (KIA – LIA – CITRATO – UREA – MOVILIDAD- MR – BP). Luego se aisló la bacteria y se preparó medio de cultivo suficiente para

inocular los biofiltros, el inoculo se incubó a 37° C por 24 horas y luego se sembró en los biofiltros, tal como se observa en la Figura 7.

Figura 7. Siembra de *Pseudomona Aeruginosa* en el Biofiltro.



Fuente: El Autor.

Los resultados obtenidos en los análisis de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos fueron procesados estadísticamente utilizando el software SPSS versión 19. Se hicieron análisis de Pearson para establecer las correlaciones más altas y a partir de allí se escogieron las variables que podrían ayudar a construir un modelo lineal de la remoción de la DQO en el sistema, teniendo en cuenta la relación de causalidad que se puede dar entre las variables escogidas.

3.4. PRUEBA DE TRAZADOR

Se realizó una prueba de trazador al Biofiltro sin biopelícula para establecer la hidrodinámica del Biofiltro y conocer el tipo de flujo que se da en él y que pueda afectar el resultado. Estos datos también se utilizaron para determinar el coeficiente de dispersión aplicando las ecuaciones de Levenspiel, 2009, para establecer el módulo de Dispersión, $D/\mu L$. Para este propósito se utilizó azul de metileno como trazador, por ser no reactivo con el medio y por la facilidad de medición.

3.5. MONTAJE PARA MODELO ECKENFELDER

Teniendo en cuenta que en los resultados obtenidos en el primer montaje fue difícil extraer las constantes cinéticas básicas para la obtención de un modelo de membrana del biorreactor, se procedió a realizar un segundo montaje con las mismas herramientas que el primero: se instalaron tres biorreactores que tenían diferentes tiempos de retención hidráulico para determinar las constantes cinéticas de acuerdo al modelo de Eckenfelder. Los caudales utilizados se mantuvieron cercanos a los utilizados en el primer montaje.

4. RESULTADOS Y ANALISIS

4.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS

Los resultados obtenidos al realizar la caracterización del agua residual traída del Estación Depuradora El Pueblito, se encuentran resumidos en la Tabla 8. En la Tabla aparece el parámetro evaluado, las unidades, el número de muestras que se evaluaron, el valor mínimo y el valor máximo de cada parámetro en las muestras evaluadas, la media aritmética de todos los datos obtenidos por parámetro, la desviación típica y la varianza. Los cálculos para obtener estos resultados estadísticos se hicieron con la herramienta de estadística descriptiva de Excel. Los mismos cálculos se aplicaron a los datos obtenidos para caracterizar el Lixiviado traído del Relleno Sanitario El Henequen, tal como se observa en la Tabla 9.

Tabla 8. Resumen de la Caracterización del Agua Residual.

PARAMETRO	UNIDADES	N	Mínimo	Máximo	Media	Des. Tip.	Varianza
DQO	mg O ₂ /l	12	33,5	761	270,8	246,05	60539
DBO ₅	mg O ₂ /l	12	21,0	150,0	80,4	41,3	1708,1
pH		12	6,82	8,00	7,39	0,40	0,16
OD	mg O ₂ /l	12	0,08	3,90	0,62	1,08	1,17
Conductividad	mS/cm	12	0,99	1,57	1,18	0,17	0,028
Salinidad		12	0,30	0,60	0,42	0,10	0,011
Temperatura	°C	12	23,8	27,6	26,14	1,15	1,314
Cloruros	mg/l	11	177,0	694,0	403,5	168,6	28431,4
Alcalinidad	mg/l	11	188	364	283,3	58,9	3468,2
SSV	mg/l	3	8	52	29,3	22,0	485,3
SSF	mg/l	3	0,0	8,0	2,7	4,6	21,3
Sodio	mg/l	2	1.127,91	1.136,34	1132,12	6,0	35,6
Potasio	mg/l	2	134,67	630,07	382,37	350,30	122711,1
Arsénico	mg/l	2	0,23	0,46	0,34	0,16	0,026
Calcio	mg/l	1	601,46	601,46	601,46		
Cromo Total	mg/l	3	ND	ND	ND		
Magnesio	mg/l	2	38,15	165,09	101,62	89,76	8057,3
Manganeso	mg/l	1	0,14	0,14	0,14		
Hierro	mg/l	2	0,19	0,76	0,48	0,40	0,16
Fósforo Total	mg/l	2	0,74	4,09	2,42	2,37	5,61
Nitrógeno Total	mg/l	2	24,25	40,24	32,25	11,31	127,8
Nitratos	mg/l	1	19,0	19,0	19		
Nitritos	mg/l	1	0,05	0,05	0,05		
Amonio	mg/l	1	35,4	35,4	35,4		
Sulfatos	mg/l	1	79,0	79,0	79		
Fenoles Totales	mg/l	1	ND	ND	ND		
Enterobacterias (EMB)							
Pseudomonas	UFC	12	6,0E+01	1,4E+05	2,7E+04	4,6E+04	2,15E+09
Klebsiella	UFC	11	6,0E+01	1,9E+05	3,5E+04	7,0E+04	4,84E+09
E.Coli	UFC	9	2,0E+01	4,0E+03	8,0E+02	1,3E+03	1,59E+06
Salmonella (SS)							
Shiguelia	UFC	9	1,0E+02	3,0E+04	7,7E+03	1,1E+04	1,31E+08
Bacterias Totales (CASEINA)	UFC	12	1,2E+02	4,7E+06	9,9E+05	1,6E+06	2,70E+12
Hongos (SABOURAUD)		2	1,0E+02	1,1E+02	1,1E+02	7,1E+00	5,00E+01
Levadura	UFC	10	1,4E+02	2,6E+05	9,9E+04	1,1E+05	1,30E+10
Aspergirus Flavus	UFC	3	1,0E+01	3,0E+02	1,1E+02	1,7E+02	2,80E+04
Clostridium (SPS)	UFC	12	<100	<100	<100		
Pseudomona (CETRIMIDE)	UFC	12	4,0E+01	1,0E+06	1,6E+05	3,3E+05	1,11E+11

Tabla 9. Resumen de la Caracterización del Lixiviado.

PARAMETRO	UNIDADES	N	Mínimo	Máximo	Media	Des. Tip.	Varianza
DQO	mg O ₂ /l	12	427,3	2163	973,3	434,07	188420
DBO ₅	mg O ₂ /l	12	0,0	147,0	29,8	41,2	1696,6
pH		12	7,56	8,14	7,91	0,21	0,05
OD	mg O ₂ /l	12	0,10	3,57	1,43	1,11	1,23
Conductividad	mS/cm	12	11,73	28,00	19,17	6,11	37,31
Salinidad		12	6,80	17,30	11,59	3,87	14,95
Temperatura	°C	12	23,5	27,7	26,15	1,14	1,31
Cloruros	mg/l	11	2838,0	7300,0	5190,9	1778,1	3161707,3
Alcalinidad	mg/l	11	640	1250	1014,7	238,1	56673,0
SSV	mg/l	3	40	92	66,7	26,0	677,3
SSF	mg/l	3	0,0	236,0	80,0	135,1	18256,0
Sodio	mg/l	2	2.375,9	3.247,6	2.811,7	616,3	379869,4
Potasio	mg/l	2	1194,8	1816,9	1505,9	439,9	193511,048
Arsénico	mg/l	2	0,29	0,37	0,33	0,06	0,003
Calcio	mg/l	1	1079,5	1079,5	1079,5		
Cromo Total	mg/l	3	ND	ND	ND		
Magnesio	mg/l	2	481,5	500,5	491,0	13,4	179,5
Manganeso	mg/l	1	0,05	0,05	0,046		
Hierro	mg/l	2	0,45	0,55	0,50	0,07	0,01
Fósforo Total	mg/l	2	0,01	0,61	0,31	0,42	0,18
Nitrógeno Total	mg/l	2	71,9	150,4	111,1	55,5	3085,1
Nitratos	mg/l	1	24,0	24,0	24		
Nitritos	mg/l	1	0,19	0,19	0,19		
Amonio	mg/l	1	51,5	51,5	51,5		
Sulfatos	mg/l	1	650,0	650,0	650		
Fenoles Totales	mg/l	1	ND	ND	ND		
Enterobacterias (EMB)							
Pseudomonas	UFC	9	4,0E+01	1,6E+03	4,5E+02	6,4E+02	4,1E+05
Klebsiella	UFC	9	7,0E+01	1,3E+03	4,3E+02	4,6E+02	2,2E+05
E.Coli	UFC	10	1,0E+01	6,0E+02	1,5E+02	1,9E+02	3,4E+04
Salmonella (SS)							
Shiguella	UFC	8	1,0E+01	2,4E+04	5,6E+03	1,0E+04	1,0E+08
Bacterias Totales (CASEINA)	UFC	12	4,0E+01	2,7E+05	4,4E+04	1,0E+05	1,0E+10
Hongos (SABOURAUD)							
Levadura	UFC	7	8,0E+01	2,2E+03	9,3E+02	8,0E+02	6,4E+05
Aspergirus Flavus	UFC	0	0,0E+00	0,0E+00			
Clostridium (SPS)	UFC	12	<100	<100	<100		
Pseudomona (CETRIMIDE)	UFC	11	1,0E+01	1,8E+03	5,4E+02	7,2E+02	5,1E+05

Los datos de la Tabla 9 permiten evidenciar que la materia orgánica biodegradable representada por la DBO del lixiviado estaba en niveles bajos (entre 0 y 147mg/l)

con un promedio de 29,78 mg/l de DBO, indicando que la materia orgánica se ha oxidado en su mayoría, y teniendo en cuenta que la edad de maduración es mayor a 5 años, de acuerdo a la Tabla 2 se clasificaría como lixiviado viejo. Por otro lado, la DQO tiene valores relativamente altos: entre 427,3 y 2063 mg/l, con un promedio de 973,28 mg/l. Si se calcula el coeficiente de biodegradabilidad del lixiviado, es decir, la relación DBO/DQO, a partir de los datos promedios se obtiene un valor de 0,03 lo cual indica, según Meltcaff & Eddy, que es no biodegradable.

Con el propósito de observar como varía la biodegradabilidad del lixiviado al mezclarse con Agua residual se hicieron varias mezclas Lixiviado-Agua Residual con diferentes porcentajes volumen-volumen de lixiviado en el agua residual, las cuales se reportan en la Tabla 10. Se observa en la Tabla que el agua residual tiene una biodegradabilidad de 0,3 (Relación DBO/DQO) lo cual indica que es Biodegradable (Meltcaff & Eddy, 2000) y permite predecir un tratamiento biológico para el agua residual, sin embargo, a medida que aumenta la concentración de lixiviado en la mezcla, la biodegradabilidad va disminuyendo, o dicho de otra manera, el lixiviado que es poco biodegradable (0,03) mejora su capacidad de ser depurado por procesos biológicos cuando es mezclado con el agua residual. El presente proyecto aprovecha esta condición para aplicar un tratamiento biológico (biofiltros) a las mezclas lixiviados - aguas residuales, hechas con el lixiviado del Relleno Sanitario El Henequén, y verificar la funcionalidad de aplicar dicha solución al manejo de los lixiviados en el Relleno.

Tabla 10. Biodegradabilidad del Agua Residual, del Lixiviado y de las mezclas
Agua Residual – Lixiviado usados como afluentes a los biofiltros.

Agua Residual (AR)	DQO	270,82
	DBO₅	80,44
	DBO₅/DQO	0,30
Lixiviado (LIX)	DQO	973,28
	DBO₅	29,78
	DBO₅/DQO	0,0306
Mezcla LIX-AR al 5%	DQO	296,90
	DBO₅	76,96
	DBO₅/DQO	0,26
Mezcla LIX-AR al 10%	DQO	327,52
	DBO₅	74,56
	DBO₅/DQO	0,23
Mezcla LIX-AR al 12%	DQO	434,80
	DBO₅	82,74
	DBO₅/DQO	0,19
Mezcla LIX-AR al 15%	DQO	355,14
	DBO₅	72,08
	DBO₅/DQO	0,20
Mezcla LIX-AR al 10R%	DQO	424,85
	DBO₅	84,61
	DBO₅/DQO	0,20

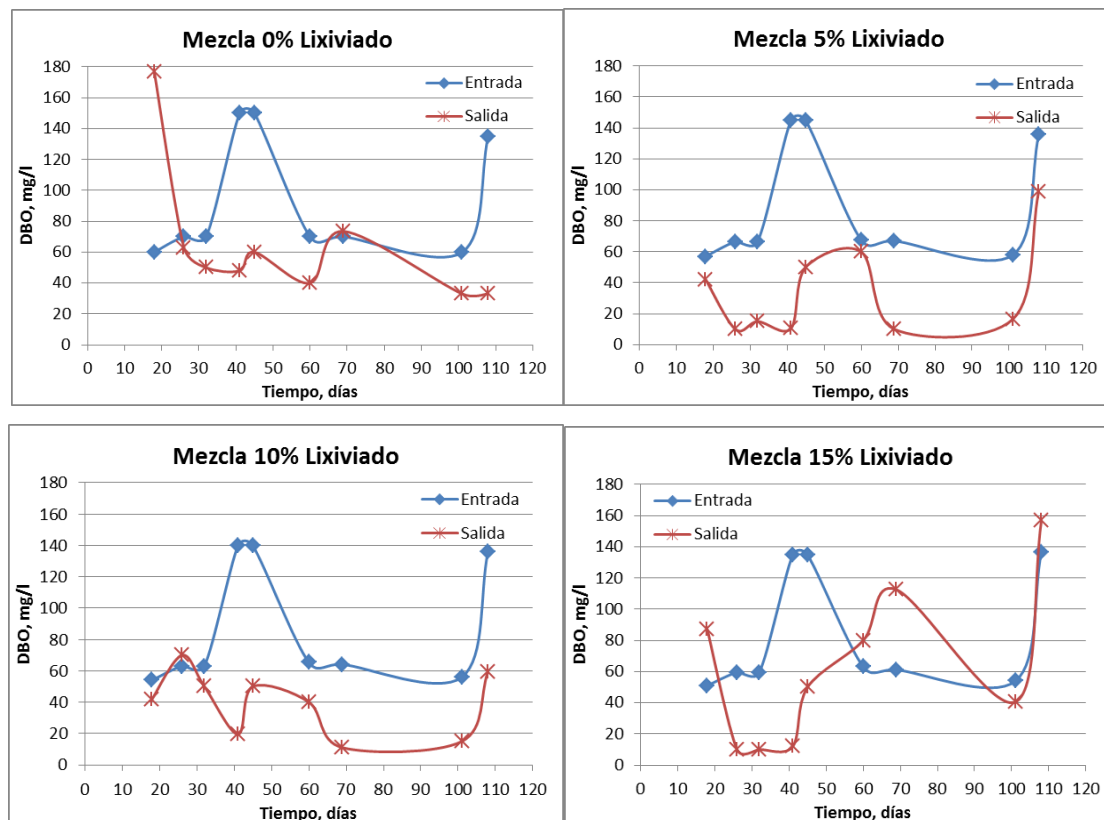
4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MEZCLAS LIXIVIADO - AGUAS RESIDUALES

Se evaluaron en el afluente y en el efluente de los seis biofiltros los siguientes parámetros fisicoquímicos: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), pH, Oxígeno disuelto (O.D.), Conductividad, Temperatura, Salinidad, Cloruros y Alcalinidad Total. Luego de observar los resultados y que no se lograba estabilizar los biofiltros con mezclas al 12% y al 10%R estos se desmontaron el día 69 de haber iniciado las pruebas. Por tal razón en los resultados siguientes sólo se presentan los obtenidos con las mezclas al 0%, 5%, 10% y 15%. A estos también se le hicieron análisis de Nitrógeno Total Kjeldahl, NTK, Fósforo Total, PT, Cromo Hexavalente, Cr+6, Hierro, Arsénico, Sodio, Potasio, Calcio, Manganeseo, Nitratos, Nitritos, Amonio y Sulfatos por lo menos una o dos veces en el periodo de estudio (160 días) para ver de qué forma pueden influenciar en el proceso.

4.2.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO

La Figura 8 muestra las gráficas de la variación de la DBO del afluente y del efluente para los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.

Figura 8. Variaciones de la DBO del afluente y efluente de los biofiltros con mezcla del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.

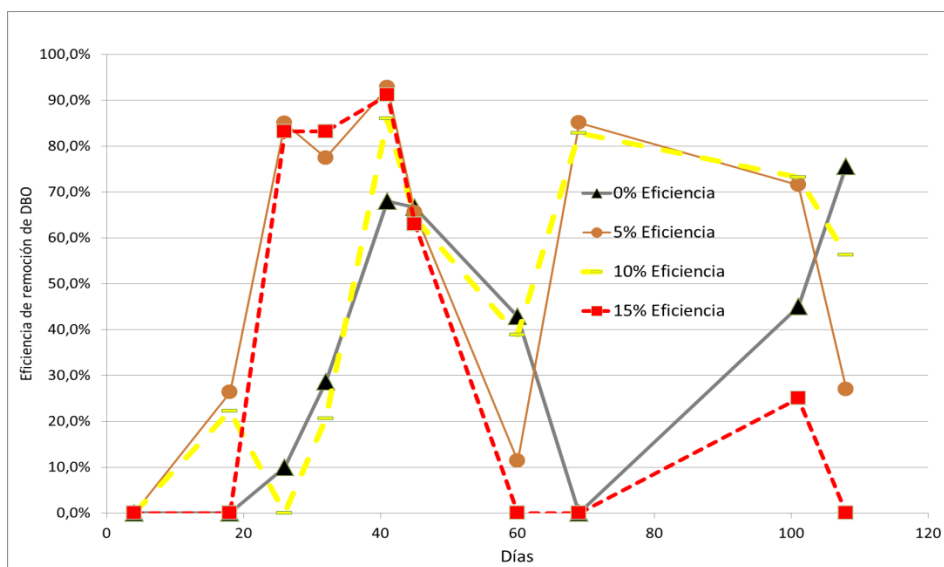


En la Figura 8 se observa que la variación de la DBO del afluente en los cuatro biofiltros es proporcional a la cantidad de lixiviado presente, es decir, a medida que aumenta la concentración del lixiviado disminuye el valor de la DBO. Para la dilución del 0%, la DBO para la entrada se mantiene entre 20 y 80 mg/l y para la salida se mantiene entre 10 y 70 mg/l. Para la dilución del 5%, la DBO para la entrada se mantiene entre 50 y 70 mg/l y para la salida se mantiene entre 10 y 60 mg/l. Para la dilución del 10%, la DBO para la entrada se mantiene entre 40 y 70 mg/l y para la salida se mantiene entre 10 y 70 mg/l. Para la dilución del 15%, la DBO para la entrada se mantiene entre 40 y 60 mg/l y para la salida se mantiene entre 10 y 90 mg/l. Se observa un comportamiento particular en la DBO entre los días 40 y 50 y en cercanías del día 110 del ensayo, arrojando datos en la entrada

para todas las diluciones de alrededor de 140 mg/l ó ppm. Las líneas que unen los datos de DBO de afluente a los diferentes biofiltros tienen el mismo comportamiento en las diferentes mezclas, sin embargo, las DBO del efluente de los biofiltros no logra tener un comportamiento homogéneo de salida, incluso algunos valores de DBO del efluente están por encima del DBO de afluente, con la excepción del biofiltro con la mezcla al 10%.

La muestra tomada a los dieciocho días en las corrientes de entrada y salida de los biofiltros mostró que la DBO del efluente en las diluciones del 0% y del 15% son mayores que las respectivas DBO de entrada, esto probablemente se deba a algún residuo que liberaron las llantas trituradas a pesar de haber sido lavados antes de su uso como relleno. Para el día 26 se observa que los biofiltros de 5% y 15% de dilución tienen una buena remoción de DBO lo que no ocurre con el biofiltro de 10%. Para el día 41 todos los biofiltros tienen una buena remoción de DBO lo que hace pensar que es el tiempo apropiado de estabilización, sin embargo, en el día 45 se observa que la remoción en todos los biofiltros baja fuertemente, con excepción del biofiltro del 15% que se mantiene con valores de eficiencia de remoción relativamente constante, esto puede ser debido a desprendimiento de biopelícula. Hasta aproximadamente el día 60 hay una variabilidad de la DBO de salida, sin embargo, en los biofiltros del 5% y 10% la DBO de salida se estabiliza indicando un tiempo de ajuste de los microorganismos al ecosistema en que se hallan. Hay que recordar que se está trabajando con lixiviados que afectan los procesos biológicos, lo cual es evidente en el biofiltro de 15% el cual parece no estabilizarse en ningún momento. A medida que aumenta la concentración de lixiviado aumenta la concentración de sales y esto disminuye la eficiencia del proceso biológico. Esto se evidencia en la Figura 9, donde se observa que la eficiencia del biofiltro de 15% aunque llega a eficiencias del 90% no se estabiliza, en cambio los biofiltros del 5 y 10% tienen mejor comportamiento después del día 60, en especial, el biofiltro de 10%.

Figura 9. Variación de la eficiencia de la remoción de la DBO en el periodo de estudio.

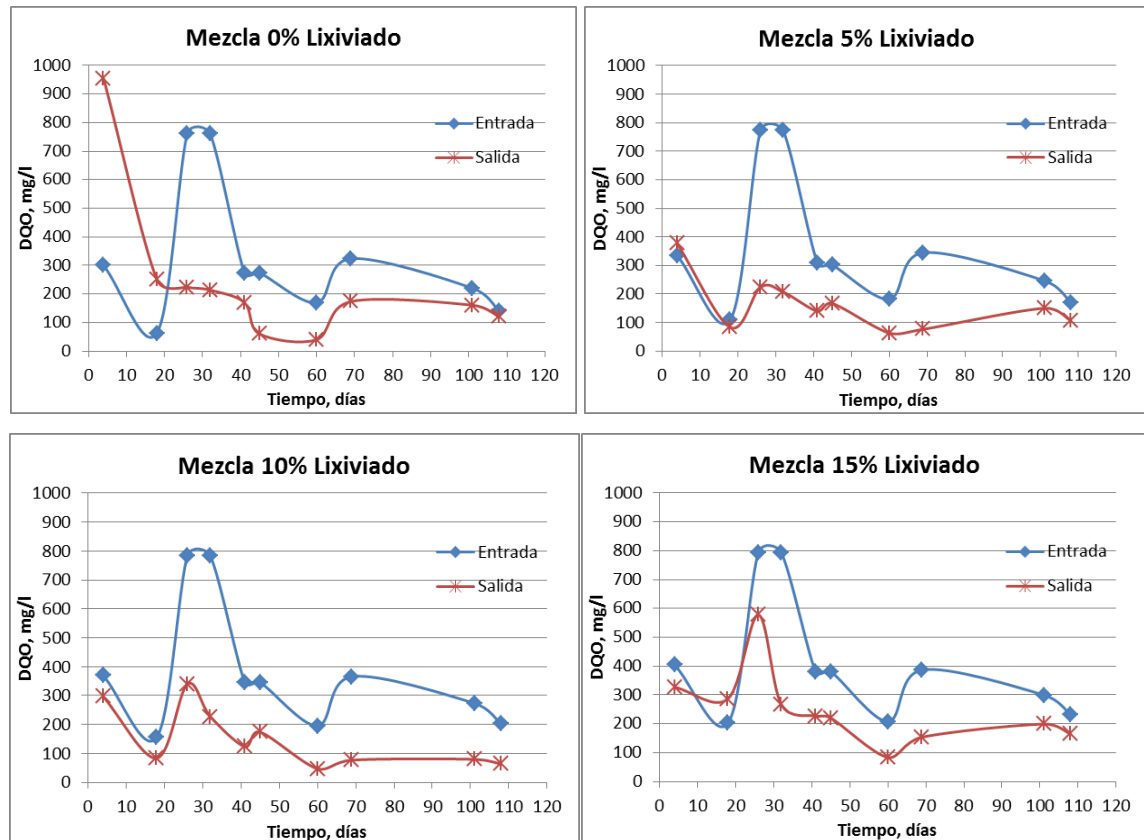


4.2.2. Demanda Química de Oxígeno, DQO.

Para la mezcla del 0% de lixiviado, a partir del día 25 se empiezan a obtener eficiencias que van entre el 40% y el 80%. Para la mezcla del 5% de lixiviado, a partir del día 18 se empieza con una eficiencia del 20% aprox., que luego se dispara hasta 70 y 80% entre los días 25 y 35, y luego pasa al rango entre 40 y 80%, entre los días 40 y 80 del montaje. Para la mezcla del 10% del lixiviado, comienza a subir desde un 15% en los primeros 5 días y luego comienza a fluctuar entre el 40 y 80%, desde el día 18 al 70 del montaje. Para la mezcla del 15% del lixiviado, muestra un ascenso en el porcentaje de remoción desde el 15% hasta el 60%, con un comportamiento atípico de casi un 70% de remoción alrededor de los

primeros 30 días. Como ocurrió con la DBO, en la Figura 10 se observa que a partir del día 60 hay una estabilización de la concentración de salida de DQO en los biofiltros estudiados, en especial, el biofiltro del 10% la variación de DQO es baja y prácticamente no varía con la variación de la DQO de entrada. Esto confirma que a ese nivel había una estabilización del sistema. Como todo proceso anaerobio es más demorado para estabilizarse que los procesos aerobios.

Figura 10. Variaciones de la DQO en el afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.

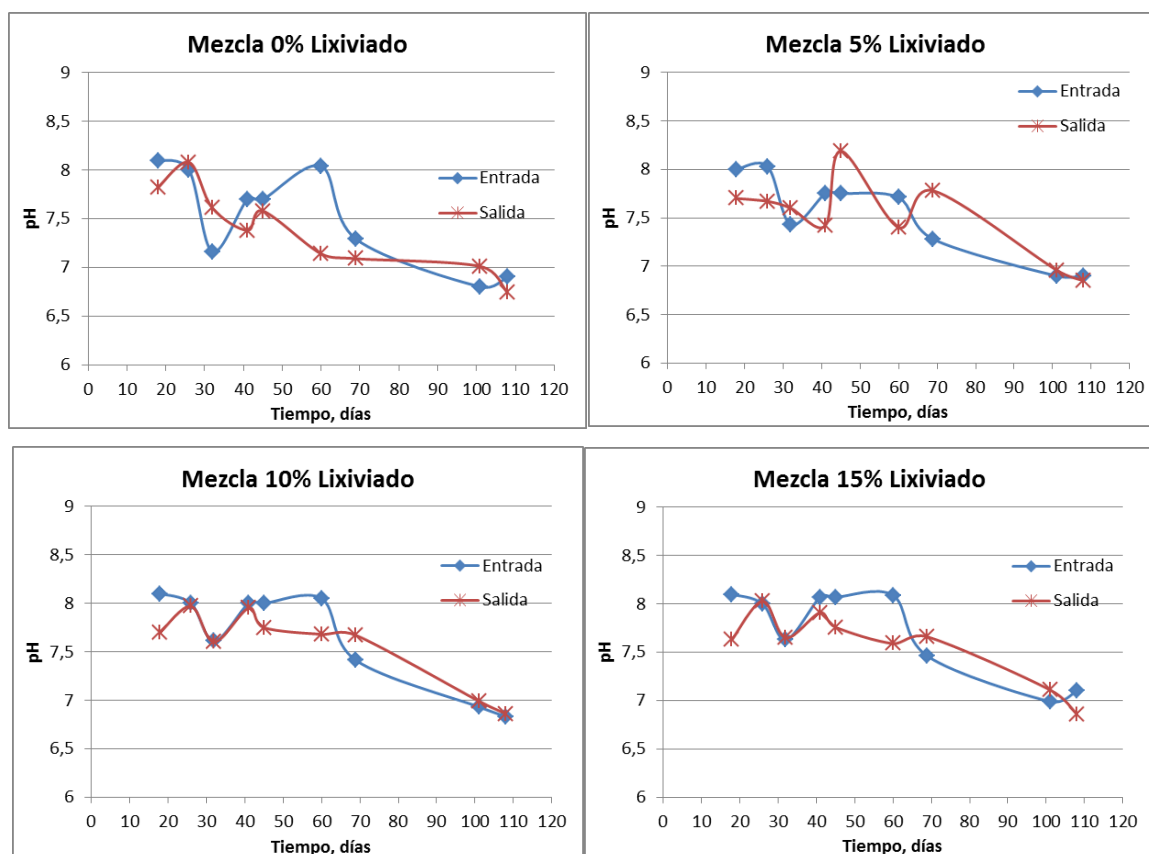


En conclusión, se observa que la más alta eficiencia de remoción de DQO se registró a los 69 días, en el reactor con dilución del 10%, obteniéndose un valor del 79%.

4.2.3. Potencial de Hidrogeno, pH.

Tal como se observa en la Figura 11 el pH se mantuvo ente 7 y 8,5 mostrando una tendencia levemente básica durante los primeros 70 días de ensayos, después de 70 días la tendencia fue mantenerse cercano a la neutralidad. Este comportamiento se observó mejor en las mezclas del 0%, 5%, 10% y 15%. Lo que significa que el proceso se dio en el rango de pH apropiado para procesos biológicos, de acuerdo a Romero, 2000.

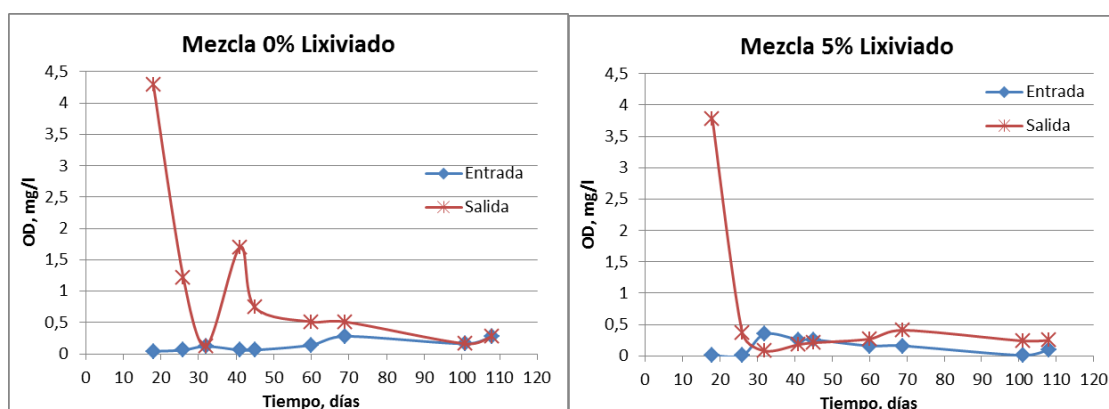
Figura 11. Variaciones del pH en el afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.

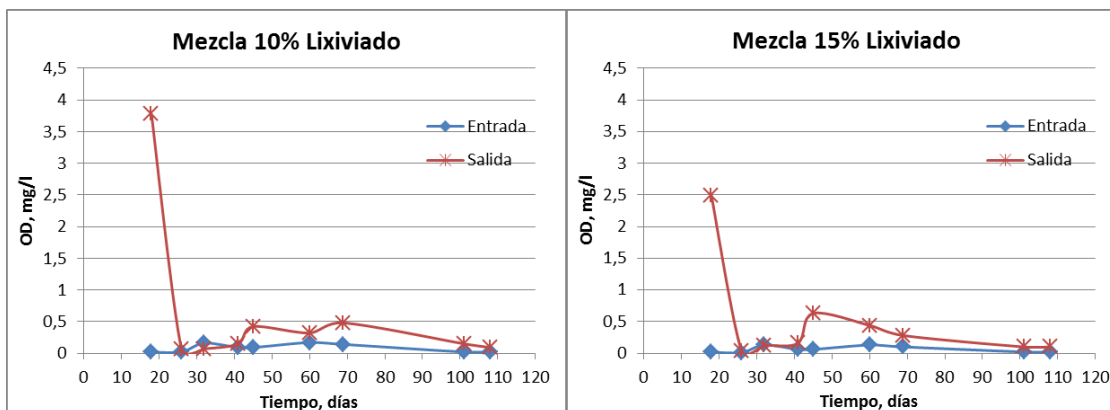


4.2.4. Oxígeno Disuelto, OD.

El parámetro oxígeno disuelto medido en el afluente y efluente de cada uno de los biofiltros presentó generalmente valores en rangos entre 0 y 0,5 mg/l, en especial, en las diluciones 5%, 10% y 15% lo que indica que estos biofiltros funcionaron en condiciones prácticamente anaerobias. Por otro lado, el biofiltro que recibe la mezcla al 0% de lixiviado en el afluente tuvo valores de OD menores que 0,5 mg/l, sin embargo, en la corriente de salida se observa en la Figura 12 que hay un valor de OD que llega hasta 4 mg/l, lo que hace pensar que probablemente hubo algún error en la toma de esa muestra que afectó la medición, ya que en el biofiltro no había ninguna entrada de oxígeno que oxigenara el efluente. En general, el sistema se mantuvo en condiciones microaerobias o anaerobias. Esta se confirma también por la presencia de microorganismos anaerobios facultativos tales como *Klebsiella*, *E. Coli*, *Shigella* y levaduras presentes en los efluentes de los biofiltros. También hubo crecimiento de *Pseudomonas* cuyo metabolismo puede adaptarse a las condiciones anaerobias de los biofiltros.

Figura 12. Variaciones del OD del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas al 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.





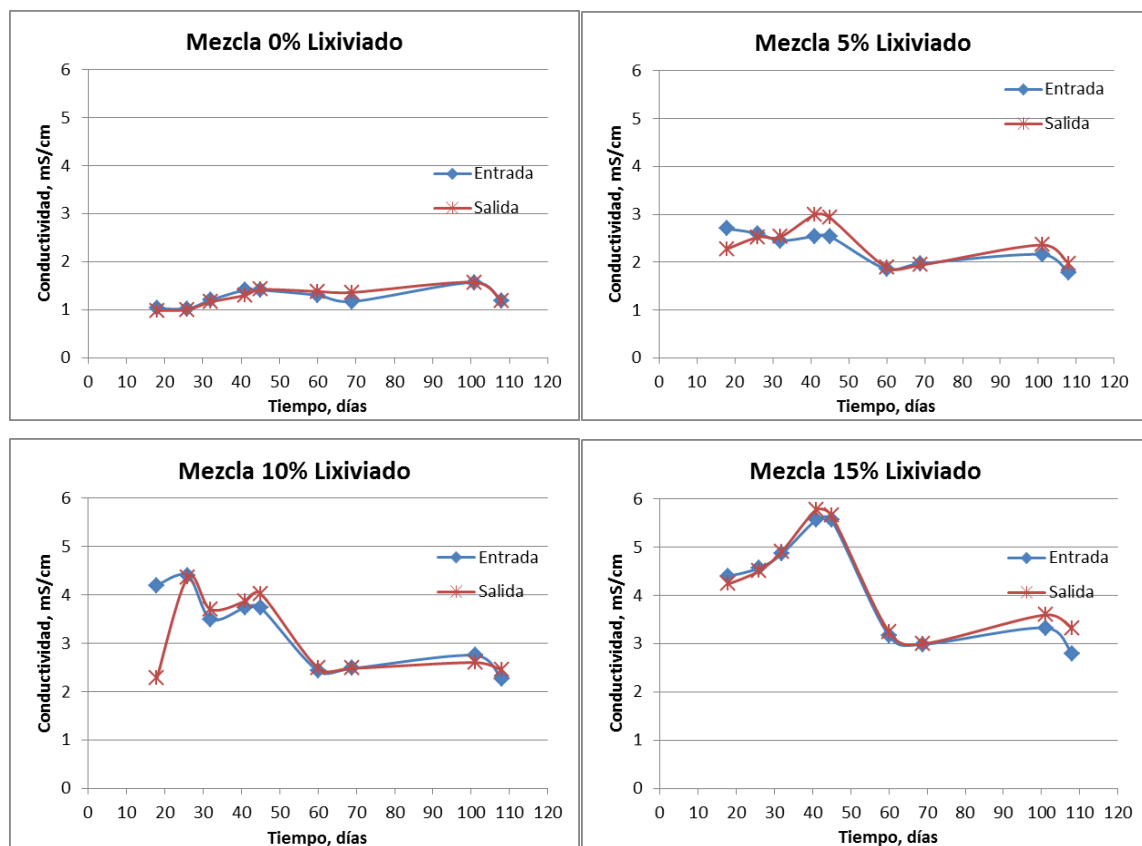
4.2.5. Conductividad

La Conductividad es una expresión numérica de la capacidad de transportar una corriente eléctrica, esta depende de la concentración total de las sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la medición (Romero, 2000).

La Figura 13 muestra la gráfica de la mezcla al 0%, es decir agua residual sin lixiviado, donde los valores de conductividad no pasan de 2 ms/cm en la entrada ni en la salida, en contraste con las gráficas que muestran la conductividad de las diferentes diluciones, en las cuales es notorio que hubo un incremento de la conductividad debido a las sales disueltas en el lixiviado y que aportan conductividad a la mezcla. La conductividad en la dilución del 5% llegó hasta el 3 ms/cm, en la dilución del 10% llegó hasta casi 4,5 ms/cm, en la dilución del 15% dichos valores llegaron a casi 6 ms/cm. En algunos casos hubo variaciones en los valores de conductividad en la entrada y salida del reactor, por ejemplo, en las diluciones al 5% y 10% el valor de entrada es mayor que el de salida, luego con el tiempo este comportamiento se invierte, esto probablemente se deba a que el caucho puede adsorber sales de metales pesados como se reporta en la bibliografía (Kim, *et al*, 2005) y luego cuando se satura puede haber un proceso de

liberación de las sales adsorbidas. Esta adsorción es mejor cuando las concentraciones son bajas (Kim, *et al*, 2005).

Figura 13. Variaciones de la conductividad del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas al 0%, 5%, 10%, 12% y 15% de lixiviado.



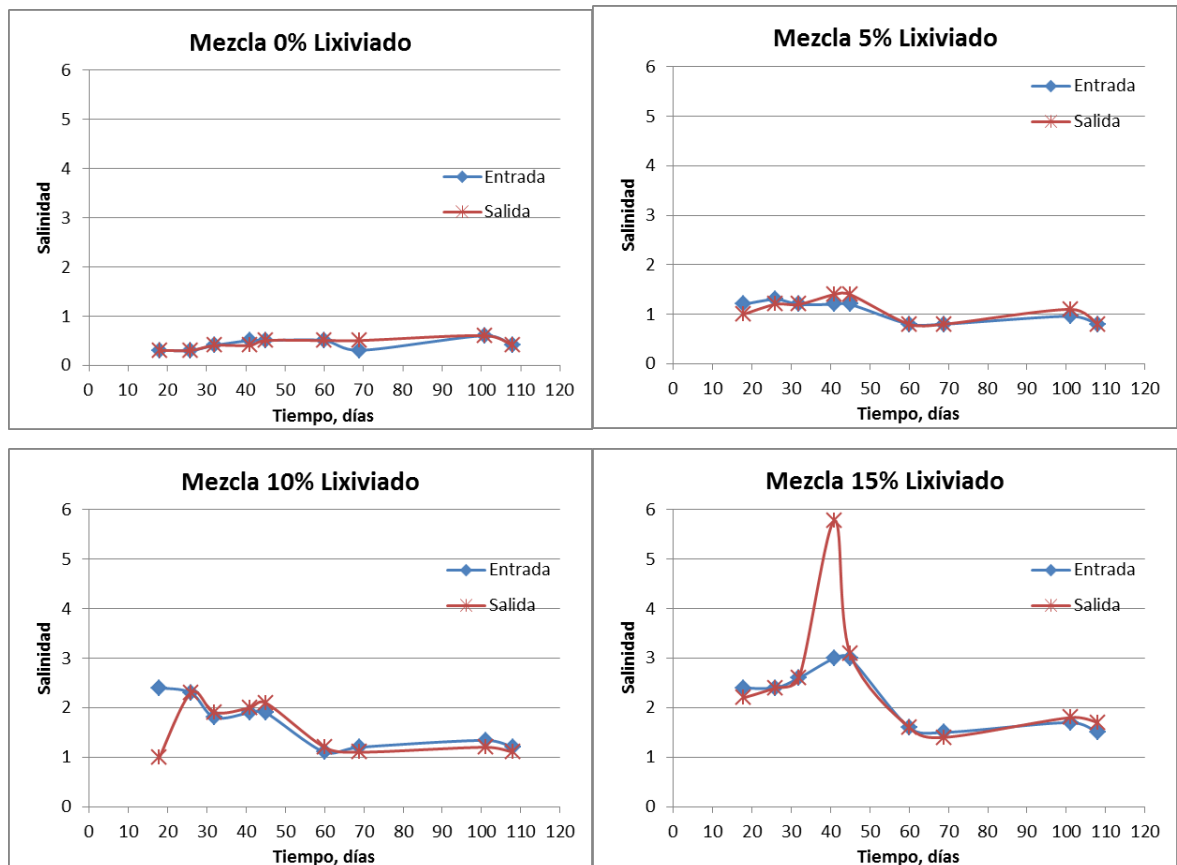
4.2.6. Salinidad

La salinidad es una medida de la cantidad de sal común o cloruro de sodio presente en el agua. El libro Métodos Normalizados (APHA, AWWA, & WEF, 1999) la definen como los sólidos totales en el agua cuando todos los carbonatos

han sido convertidos en óxidos, todos los bromuros y yoduros han sido reemplazados por una cantidad equivalente de cloruros y toda la materia orgánica ha sido oxidada. Es importante por la afectación que puede darse en el proceso biológico

De acuerdo a la Figura 14 la salinidad en el agua residual sin dilución (0%) la salinidad está entre 0.3 y 0.6 ppm y así como entra sale en casi todas las muestras tomadas en el periodo de estudio, ocurre lo contrario en las diluciones con lixiviado donde los valores de salinidad se van incrementando proporcionalmente al porcentaje de lixiviado en las mezclas, es decir, en la mezcla del 5% llega a 1.4 ppm, en la mezcla del 10% llega a 2.5 ppm, en la mezcla del 15% llega hasta 3 ppm, incluso un punto llega a 6 ppm. Otra diferencia que se observa con el reactor al 0% es que en las mezclas con lixiviado hay una alternancia en los valores de salida y entrada, por ejemplo, en las diluciones al 5% la salinidad de entrada en la primera y segunda muestra es mayor que en la salida, luego en el siguiente punto se igualan y en la muestra del día 40 la salinidad de salida es mayor que en la de entrada, algo parecido ocurre en la mezcla del 10%, en la primera muestra la salinidad de entrada es mayor que la de salida, luego se igualan y en el tercer muestreo la salinidad de salida es mayor que la de entrada acrecentándose en los siguientes dos muestreos, luego en el séptimo muestreo nuevamente la salinidad de entrada es mayor a la de salida. Este comportamiento nos indica, primero que los lixiviados aportan sales diferentes a las de las aguas residuales municipales convencionales y segundo, estas sales son adsorbidas por las llantas o por la biopelícula y son liberadas luego de un punto de saturación produciendo los ciclos de alternancia que se observan en las gráficas. Este punto debería ampliarse con otra investigación. Se había reportado la adsorción de sales en pedazos de llantas asociadas a lixiviados (Kim, *et al*, 2005) y esta variación es notoria teniendo en cuenta las concentraciones bajas detectadas (Kim, *et al*, 2005).

Figura 14. Variaciones de la salinidad del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% del lixiviado.



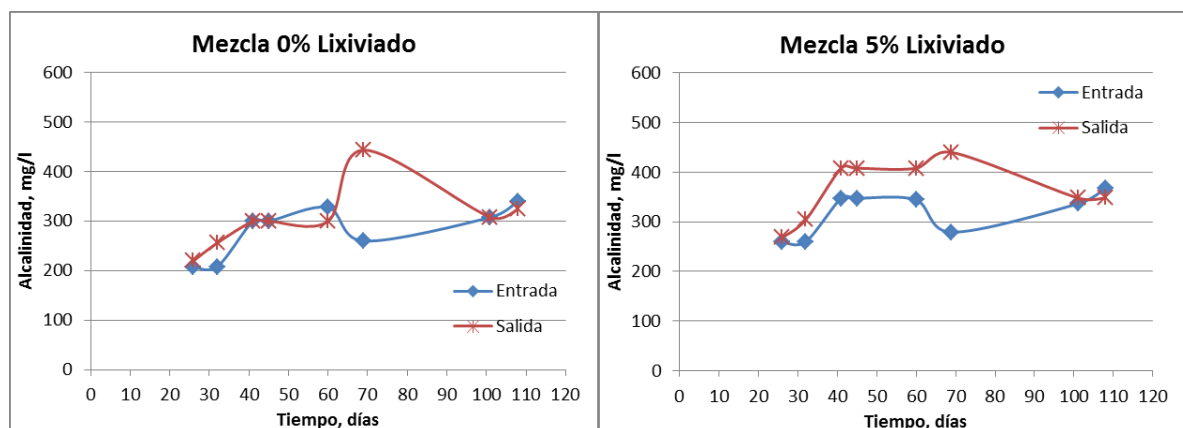
4.2.7. Alcalinidad Total

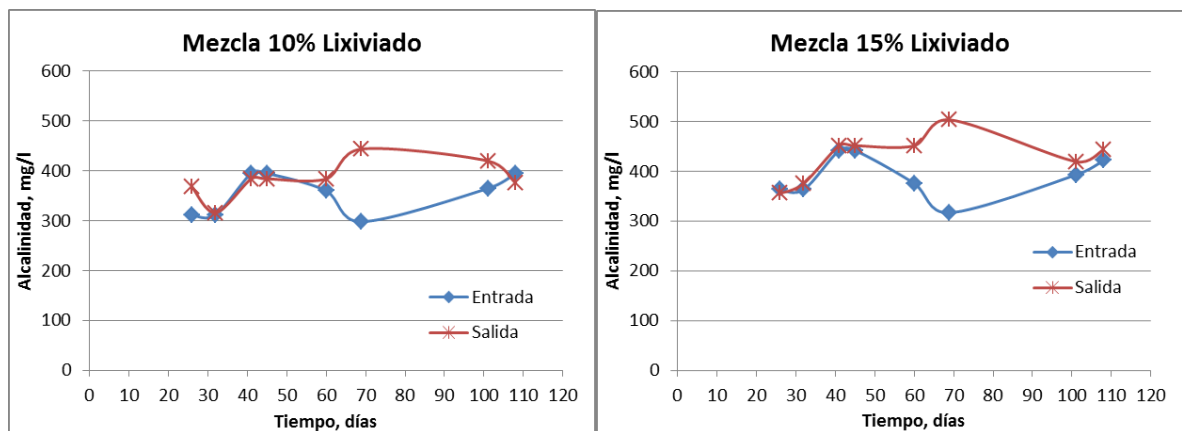
La alcalinidad del agua se puede definir como su capacidad para neutralizar ácidos (Romero, 2000; Harris, 2007) o para reaccionar con iones hidrogeno o para aceptar protones o como la medida total de su contenido en sustancias alcalinas. La alcalinidad total se debe a la presencia de tres compuestos: Bicarbonatos, Carbonatos e Hidróxidos.

La alcalinidad es un parámetro importante en los procesos anaerobios (Pérez & Torres, 2008), junto con el pH, lo cual es importante para el proyecto ya que se establecieron las condiciones para que los biofiltros funcionaran lo más anaerobio posible. En los procesos anaerobios las bacterias metanogénicas consumen los ácidos grasos volátiles que forman las bacterias acidogénicas, estableciéndose un equilibrio dinámico. Si por alguna razón hay un desequilibrio en el proceso, y no hay asimilación de los ácidos grasos formados, el exceso empieza a reaccionar con la alcalinidad presente y si esta se consume se nota en la disminución del pH (Pérez & Torres, 2008).

En la Figura 15 se observa que en la mayoría de los muestreos de los diferentes montajes el valor de la alcalinidad del efluente es mayor que el del afluente. Lo que apunta a que se da un proceso biológico que incrementa los niveles de alcalinidad, esto se da en procesos de reducción desasimilatoria del nitrato a amonio (Sánchez & Sanabria, 2009).

Figura 15. Variaciones de la Alcalinidad Total del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.





4.2.8. Nitrógeno

El nitrógeno asociado a aguas residuales se encuentra presente principalmente en tres formas o especies: Amonio (NH_4^+), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-). Estos iones vienen de los procesos de transformación del nitrógeno a través de las diferentes rutas metabólicas que se dan dependiendo de las condiciones ambientales del proceso y de los microorganismos presentes (Sánchez & Sanabria, 2009). En las Figuras 16, 17 y 18, las cuales son el resultado de un muestreo puntual de las diferentes especies de nitrógeno, se observa que los valores de Amonio, Nitrato y Nitrito en la entrada a los biofiltros varían con respecto a los valores de salida. El nitrato y el nitrito disminuyen su concentración una vez pasan por los biofiltros, en caso del Amonio se observa que hay un incremento en la concentración de amonio del efluente con respecto al afluente respectivo, y esta variación es casi idéntica al nivel de nitrato que disminuye en cada reactor, lo que parece indicar que se están dando procesos de reducción desasimilatoria del nitrato, lo que se confirma porque las condiciones ambientales para dicho proceso están: concentración de OD menor a 1 mg/L, temperaturas mayores a 10 °C y pH entre 7 y 8,5 (Craggs, 2005). La Reducción desasimilatoria del NO_3^- consiste en la

reducción del NO_3^- que puede ser a N_2 ó a NH_4^+ (en todos los casos existe reducción del NO_3^-), en esta caso parece probable que sea una nitrato amonificación o reducción desasimilatoria del nitrato a amonio, la cual se favorece cuando hay altas relaciones Carbono/Nitrógeno como es el caso del agua que se está tratando (Sánchez & Sanabria, 2009). Según la bibliografía, el carbono se mide como DQO y el Nitrógeno como Nitrato (Martínez, *et al.*, 2011), entonces, si se hace la relación con los datos promedio del Lixiviado, según Tabla 9, $(973.3 \text{ mg/l DQO})/(24 \text{ mg/l NO}_3)$ se obtiene un valor de 40,5 el cual es alto y con los datos promedio del Agua Residual, según Tabla 8, $(270 \text{ mg/l DQO})/(19 \text{ mg/l NO}_3)$ se obtiene un valor de 14.2 el cual sigue siendo alto, lo que significa que cualquier mezcla que se haga con el lixiviado y las aguas residuales tendrá una relación C/N alta. Eso explicaría el incremento de NH_4^+ que se observa en el efluente de los montajes (Figura 16). Parece que las conversiones de nitrato a amonio son altas por lo que no hay acumulación de nitrito como producto intermedio, es más, la evaluación muestra que se reduce en los reactores (Figura 17).

Figura 16. Muestra puntual del Amonio en diferentes reactores.

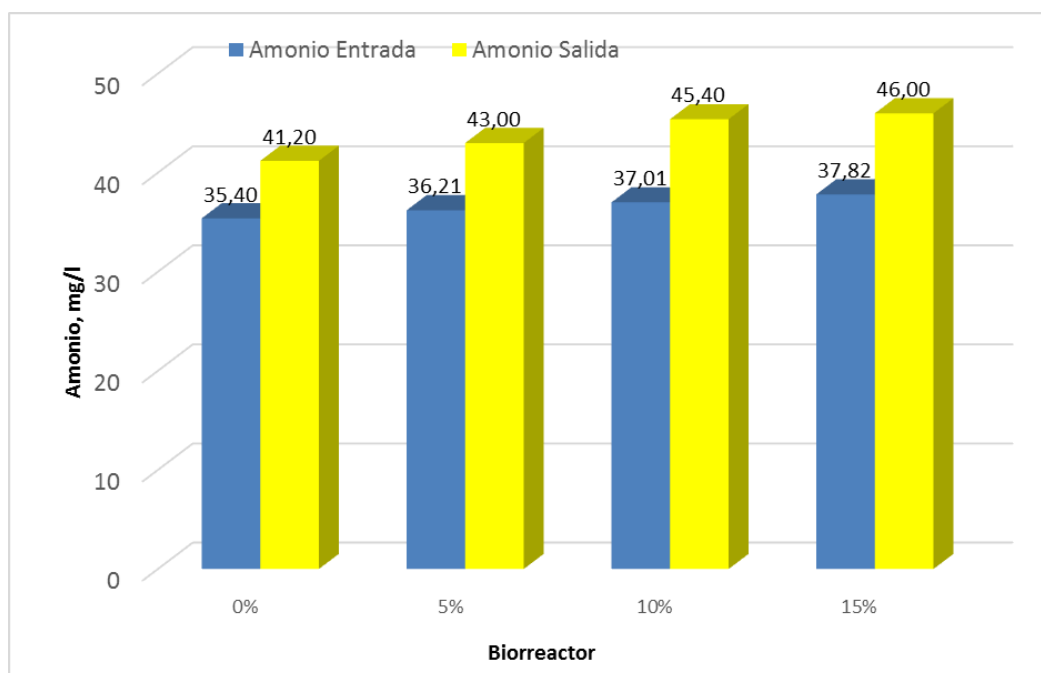


Figura 17. Muestra puntual de Nitrato en diferentes reactores.

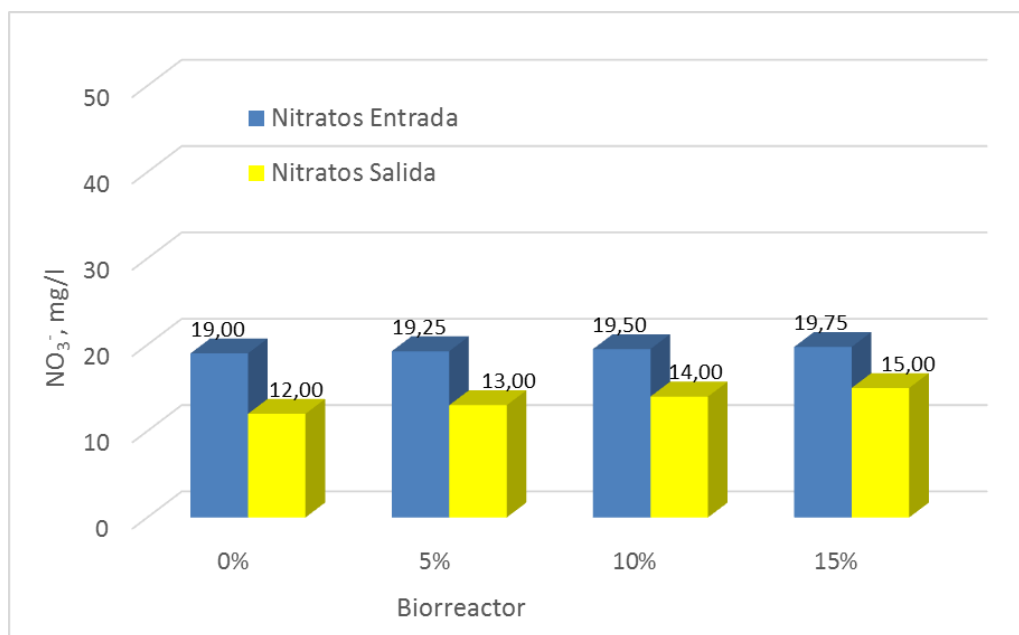
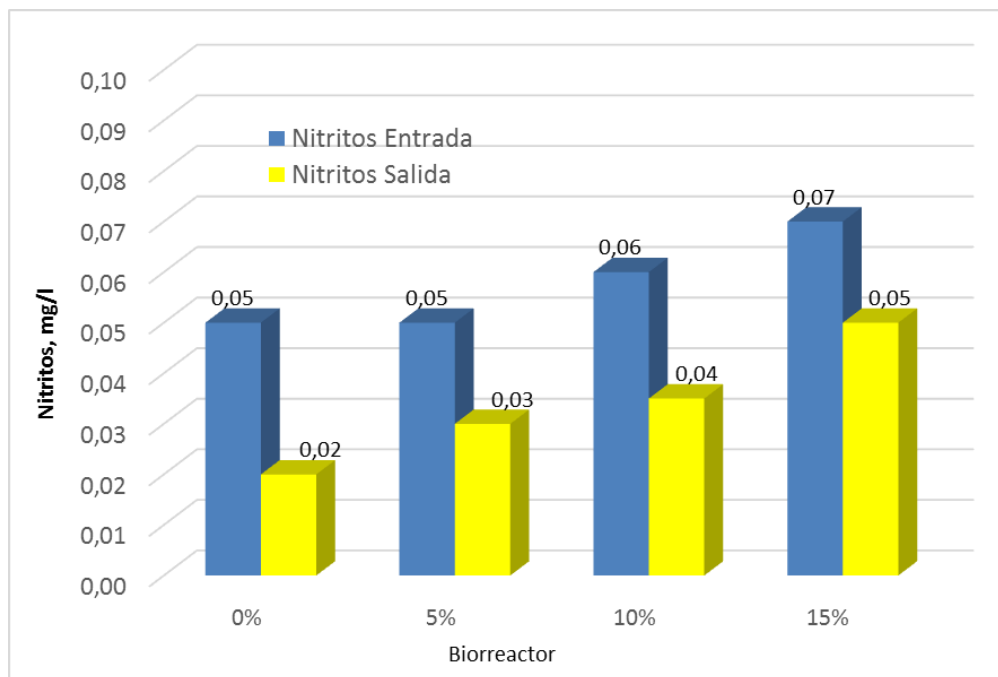


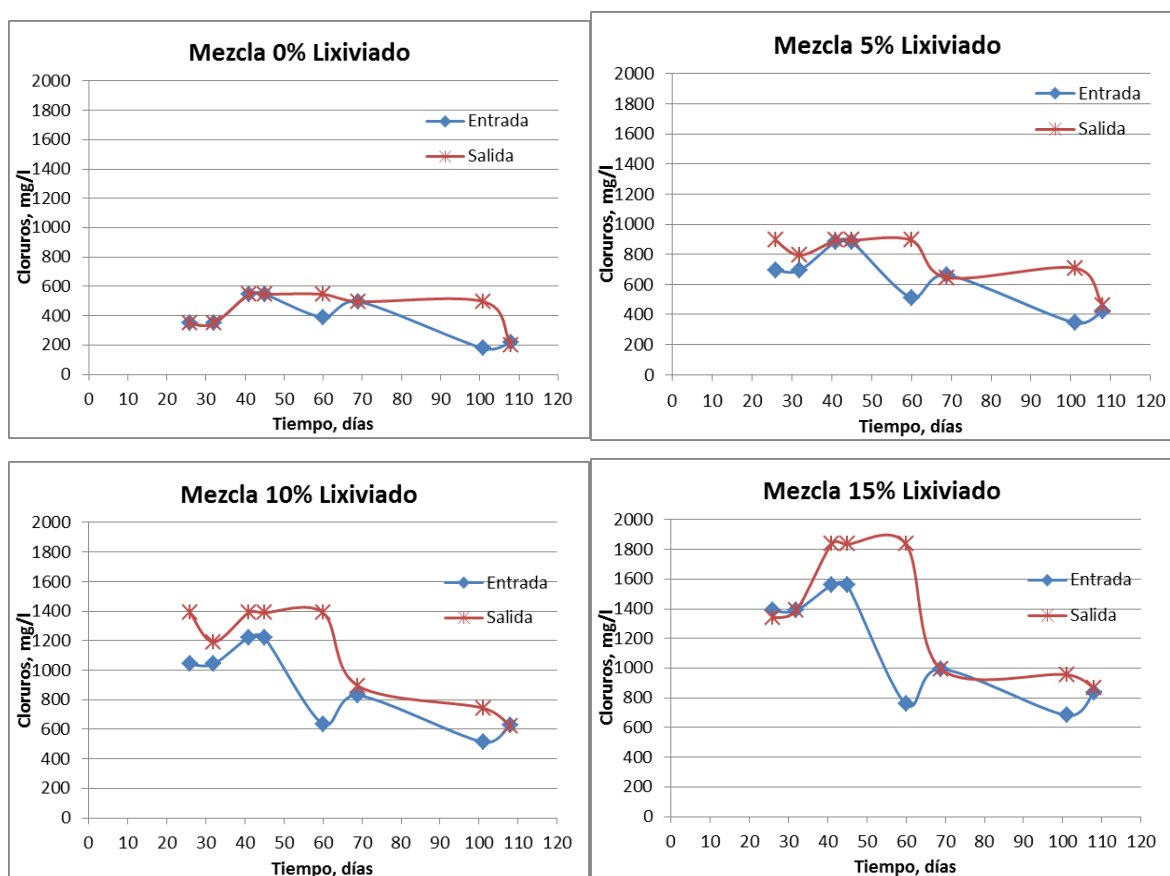
Figura 18. Muestra puntual de Nitrito en diferentes reactores.



4.2.9. Cloruros

La medición de cloruros es importante porque afecta el proceso biológico, a mayores concentraciones de cloruro menor es la transformación de materia orgánica a biomasa por la menor presencia de microorganismos (Montesinos & Díaz, 2001). La Figura 19 muestra el comportamiento de los cloruros en los días de muestreo en los diferentes biofiltros. En general se puede observar que los valores de concentración de cloruros van incrementándose proporcionalmente al porcentaje de lixiviado que tiene cada mezcla, llegando a valores de 1800 ppm en la mezcla del 15% de lixiviado. En la Figura 19 también es notorio que hay incremento de cloruros en la corriente de salida de cada biofiltro en el periodo de estudio con respecto a la corriente de entrada, con excepción de la dilución al 0%, en la cual sólo tres puntos de muestreo evidencian mayor concentración de cloruros en el efluente que en el afluente. Este aumento probablemente se debe a reacciones de dechloración anaerobia, en la cual algunos compuestos hidrocarburos alifáticos clorados son metabolizados por bacterias biorremediadoras y liberan cloruros, los cuales se utilizan como indicador de la biodegradación (Díaz, 2008) . En este proyecto se inoculó inicialmente *Pseudomona Aeruginosa* la cual se utiliza en procesos de biorremediación, es altamente probable que los lixiviados tengan residuos de organoclorados y que estos sean degradados en las condiciones del experimento liberando cloruros (Díaz, 2008).

Figura 19. Variaciones del cloruro del afluente y efluente de los biofiltros con mezcla del 0%, 5%, 10% y 15% de lixiviado.

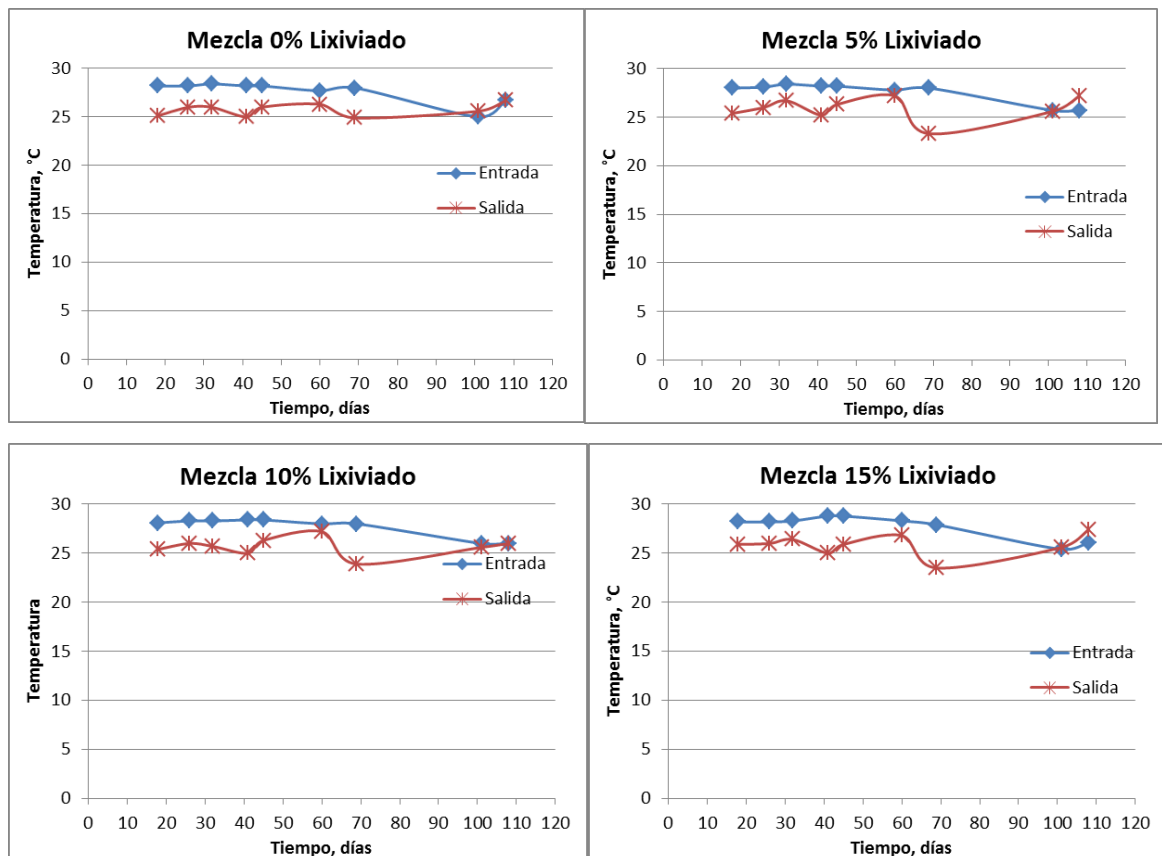


4.2.10. Temperatura

El parámetro temperatura es importante porque los procesos biológicos. La cinética de los procesos biológicos se da con mayor velocidad de reacción a las temperaturas de los climas tropicales que en condiciones de clima templado o frío. De acuerdo a la Figura 20, la temperatura de entrada esta regularmente entre 28 y 29 °C y la de salida baja hasta valores de 23 a 24°C. Es probable que por la

ubicación de los tanques de alimentación reciban mayor flujo de energía solar que los biofiltros, lo que origine una diferencia de temperatura entre el afluente y el efluente. Esta variación no pasó de 5°C y en general, las temperaturas de las corrientes de entrada y salida al biofiltro estuvieron por encima de 25°C, lo que permite que el proceso biológico ocurra sin inconvenientes por razones de temperatura.

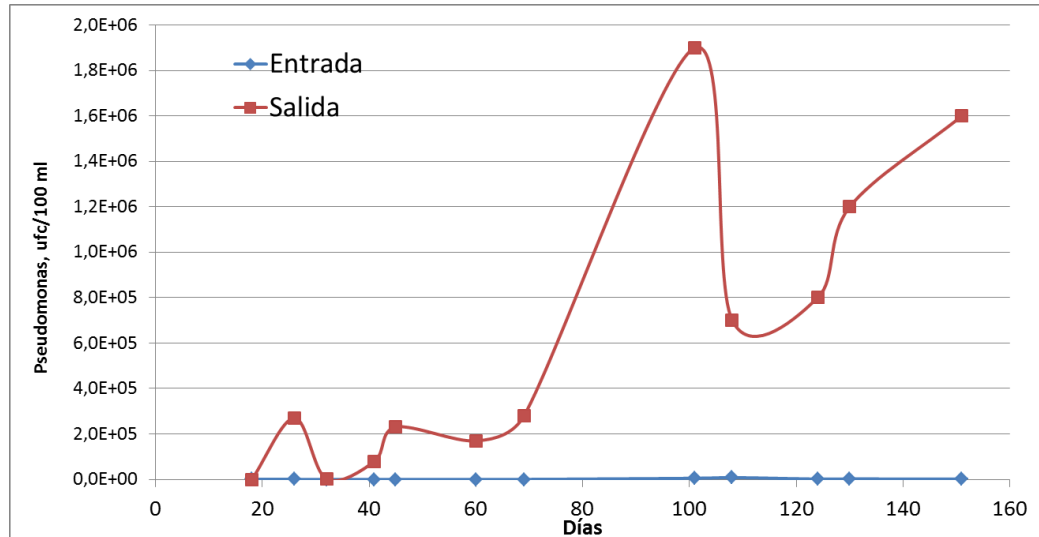
Figura 20. Variaciones de la temperatura del afluente y efluente de los biofiltros con mezclas del 0%, 5%, 10%, 12% y 15% de lixiviado.



4.2.11. Análisis Microbiológicos

Se hicieron análisis microbiológicos al afluente y el efluente de cada biofiltro para verificar la presencia de *Pseudomonas* en los biofiltros ya que fueron sembrados en cada uno de ellos para acelerar los procesos de biodegradación. La *Pseudomona Aeruginosa* es un bacilo gramnegativo que en condiciones aerobias utiliza el oxígeno como aceptor de electrones para producir energía, sin embargo, cuando las condiciones son anaerobias adapta su metabolismo para utilizar los nitratos y nitritos como aceptores de electrones, por lo cual se dan procesos de desnitrificación, llegando a producir N_2 , en otros casos, dicho proceso lleva a producir Amonio (Schreiber, *et al.*, 2007; Arai, 2011). De acuerdo a la Figura 22 hubo un periodo hasta el día 60 aproximadamente, en el cual las bacterias se van adaptando al ecosistema que se va formando en el Biofiltro, después de los 60 días ya parecen estabilizarse y comienza un periodo de crecimiento bacteriano. Eso explicaría también el comportamiento de la DBO en la Figura 9, en la cual se observa que en los primeros 60 días los biofiltros están inestables y la variabilidad de DBO de salida es alta, sin embargo, la DBO a partir del día 60 ya se observa una DBO de salida más estable y proporcional a la DBO de entrada, en especial, en los Biofiltros del 5% y del 10% de mezcla de lixiviado y agua residual. Las condiciones anaerobias de los biofiltros tal como se observan en la Figura 12 permiten que las *Pseudomonas* usen los nitratos y nitritos como aceptores de electrones disminuyendo su cantidad como se observa en las Figuras 17 y 18 y en este proceso se dio aumento de amonio como se observa en la Figura 16, tal como se comentó en el análisis del Nitrógeno.

Figura 21. Variación de la concentración de *Pseudomonas* en el afluente y efuente del biofiltro con 10% de mezcla lixiviado – Agua residual.



4.3. LLANTA COMO BIOSOPORTE

Se utilizó llanta usada triturada con diámetros promedio de 2 cm como material de soporte para los biofiltros. Las características del material de soporte utilizado se encuentran en la Tabla 11.

Tabla 11. Caracterización del material de soporte de los biofiltros

Parámetros	Valor
Material	Llanta usada triturada
Geometría	Irregular
Área superficial, cm ²	10,1
Radio equivalente, cm	0,9
Diámetro equivalente, cm	1,8
Volumen, cm ³	3
Área superficial específica, m ² /m ³	335,31

La Tabla 11 presenta los resultados de medir una muestra de la llanta triturada, aunque la geometría era irregular, los datos se tomaron en el laboratorio haciendo las mediciones directas, tal como con el radio equivalente. El volumen se midió por desplazamiento de agua en una probeta, el área superficial específica se calculó asumiendo que el pedazo de llanta era una esfera después de medir su volumen (Shin, *et al*, 1999).

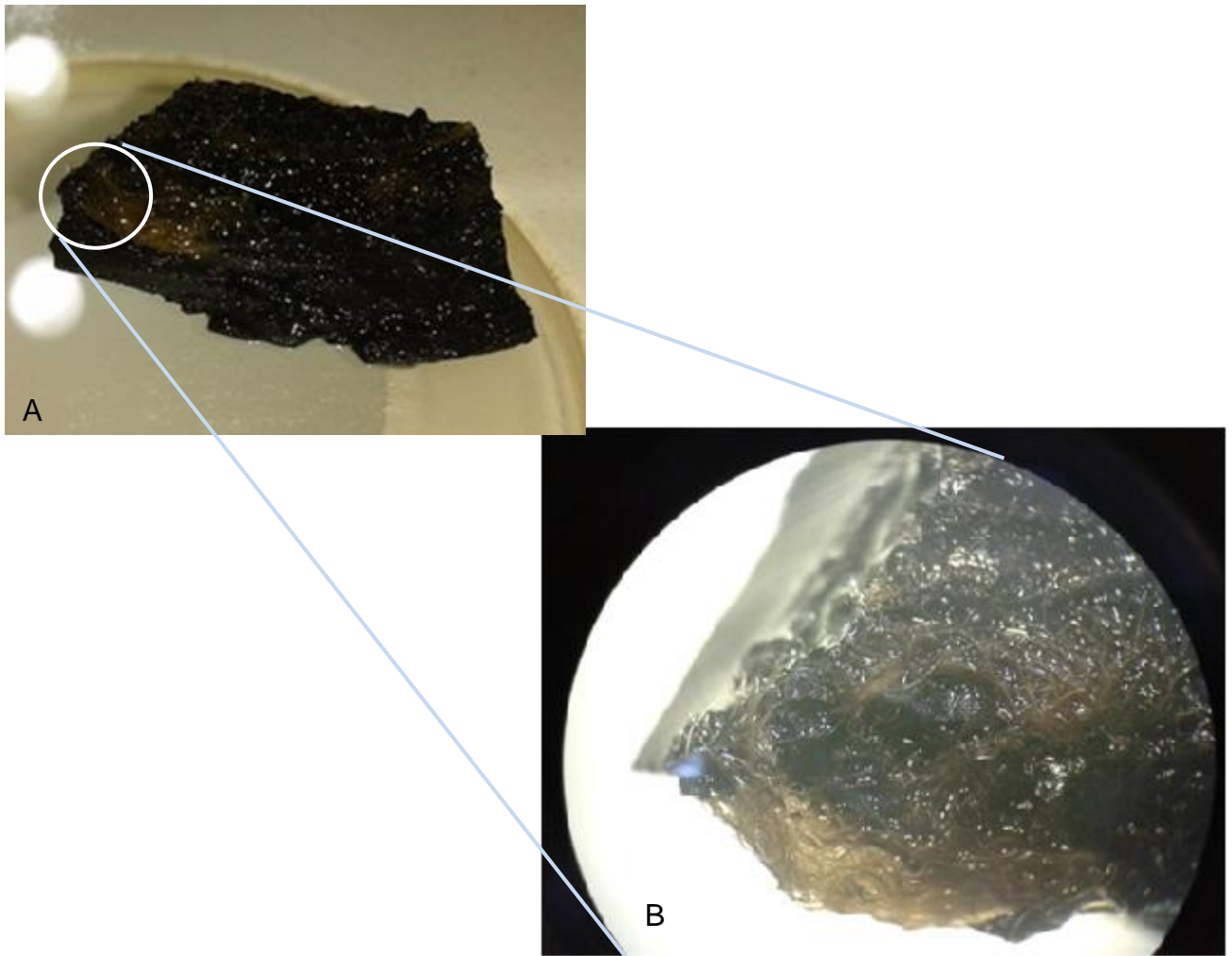
También se utilizó un microscopio estereoscópico para observar la superficie de la llanta triturada e identificar algunas características que le permiten ser usadas como material de soporte para la formación de biopelículas en el biofiltro. La Figura 22 muestra varias fotografías que se tomaron de la superficie rugosa de la llanta una vez ha sido triturada, esta superficie facilita la adherencia de la biopelícula, tal como se observa en la Figura 23, donde se fotografió una muestra de la llanta con biopelícula y se muestra una fotografía donde se hace un acercamiento a la biopelícula para observar los detalles de la misma. Siendo las *Pseudomonas* el principal tipo de bacterias presentes y en condiciones hostiles o con poco nutrientes ellas se adaptan formando biopelículas morfológicamente filamentosas (Justice, *et al.*, 2008) como los que se observan en la Figura 23B.

Figura 22. Fotografías de la superficie de las muestras de las llantas trituradas.

Fuente: El autor.



Figura 23. Fotografía de muestra de llanta con Biopelícula (A) y ampliación de sección (B). Fuente: El Autor.



El uso de las llantas como material de soporte de biofiltro es una buena opción por las siguientes razones:

- Área superficial de contacto alta: el valor del área superficial específica de la llantas es aproximadamente $335 \text{ m}^2/\text{m}^3$ el cual es comparativamente alta comparada con granito ($63 \text{ m}^2/\text{m}^3$) y cenizas de briquetas ($115 \text{ m}^2/\text{m}^3$) y es

valor cercano al reportado por Shin, *et al*, 1999. Esta característica permitió que la población de microorganismos adheridos fuese suficiente para formar una capa notoria de biopelícula. Entre más alto el valor del área mayor es la eficiencia del proceso ya que hay mayor área disponible para los microorganismos.

- El volumen vacío o porosidad del medio es alto por lo que no se observó problemas de saturación o taponamiento, y el flujo en biofiltro se dio sin problemas.

- No hubo problemas de compactación del material, el caucho de las llantas no cambia de forma fácilmente. El crecimiento que se dio en la biopelícula tampoco generó problemas de taponamiento.

- Se requirió de un lavado de la llanta ya que era usada, aunque al comienzo de la prueba algunos valores de DQO de salida fueron más altos que los valores de entrada, después el sistema dejó de liberar sustancias y no presentó más problemas relacionados con esto. La llanta es un material inerte, si está limpia no libera sustancias que afecten el proceso biológico.

- El material de la llanta permite una fácil limpieza, en caso de que sea necesario hacer un mantenimiento al biofiltro.

- Debido a que no hay una caída de presión alta a través del lecho del biofiltro, seguramente no se requerirán sistemas de bombeo de alta presión en caso de que se requiera algún tipo de bombeo.

- A partir de las observaciones anteriores se puede concluir que el uso de las llantas como material de soporte de biopelícula es perfectamente viable.

Permite buena adherencia de los microorganismos y no se deteriora con el tiempo, no cambia de forma, ni tampoco se comprime.

4.4. HIDRODINAMICA DEL BIOFILTRO

La Tabla 12 resume los parámetros del biofiltro requeridos para establecer su hidrodinámica. En la Tabla 13 se presentan los números de Reynolds calculados variando la carga hidráulica superficial en tres ocasiones.

Tabla 12. Características del biofiltro.

Parámetro	Valor
Diámetro, m	0,08
Largo, m	0,43
Área Transversal, m ²	0,0050265
Volumen, m ³	0,00201
Porosidad, e	0,5

Con los datos de la Tabla 12 y para el caudal de 0,8 ml/min se hacen los siguientes cálculos:

$$\text{Caudal, } Q = 0,8 \frac{\text{ml}}{\text{min}} = 1,33 \times 10^{-8} \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$$

$$\begin{aligned} \text{Velocidad superficial, } v_s &= \frac{\text{caudal}}{\text{Area Transversal}} = \\ v_s &= \frac{1,33 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{s}}{0,0050265 \text{ m}^2} = 2,65 \times 10^{-6} \text{ m/s} \end{aligned}$$

$$\text{Tiempo de retención hidraulico, } \tau = \frac{\text{Longitud del reactor}}{\text{Velocidad superficial}} =$$

$$\tau = \frac{0,43 \text{ m}}{2,65 \times 10^{-6} \text{ m/s}} = 75398,223 \text{ seg} = 0,8727 \text{ días}$$

Los biofiltros se comportan como reactores de lecho fijo, por lo que el Número de Reynolds, Re, es:

$$Re = \frac{d_p v_s \rho}{\mu (1-\epsilon)} \quad \text{Ecuación 15}$$

Donde d_p es el diámetro de partícula promedio

v_s es la velocidad superficial del fluido

ρ es la densidad del fluido

μ es la viscosidad del fluido

ϵ es la porosidad del biofiltro

Entonces reemplazando en la Ecuación:

$$Re = \frac{(0,02 \text{ m})(2,6525 \times 10^{-6} \frac{\text{m}}{\text{s}})(1000 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3})}{\frac{8,97 \times 10^{-4} \text{ Kg}}{\text{m s}} (1 - 0,5)}$$

$$Re = 0,11825$$

Los mismos cálculos se hicieron para las diferentes cargas hidráulicas, lo cual se reporta en la Tabla 13.

Tabla 13. Calculo del Número de Reynolds a partir de diferentes cargas hidráulicas superficiales

PARÁMETROS	CHS, m ³ /m ² .s		
	0,23	0,115	0,0575
Tiempo, $\tau = L/\mu$, días	0,8727	1,7453	3,49
Q, ml/min	0,8	0,4	0,2

Vel. Superficial, μ, m/s	2,65258E-06	1,32629E-6	6,63146E-7
Numero Re	0,11825	0,05913	0,02956

Los números de Reynolds muestran que las pruebas se hicieron en condiciones de flujo laminar, para tales flujos los reactores de lecho fijo, como es el biofiltro estudiado, actúan como mezcla completa.

Para determinar si el flujo en los biofiltros es mezcla completa o flujo pistón, o si hay recirculación interna (zonas muertas o cortos circuitos) se hizo una prueba de trazador al biofiltro. Para tal fin, se utilizó Azul de metileno por ser no reactivo con el medio y por ser de fácil medición (Rocha *et. Al*, 2000).

Se construyó una curva de calibración a partir de diferentes concentraciones de azul de metileno a las cuales se les midió la absorbancia (Figura 24). Se utilizó una dosis instantánea de 10 ml de la solución de azul de metileno a 2000 mg/l lo que corresponde a 19,89 mg/l en el biofiltro. El Anexo 1 tiene la tabla con los resultados de los análisis.

Figura 24. Curva de calibración del trazador.

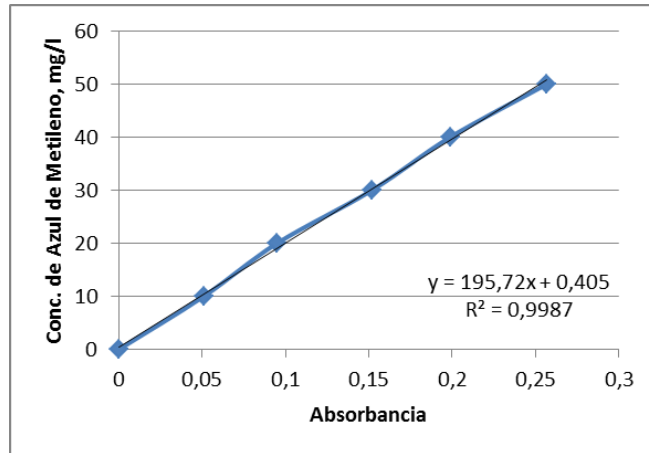
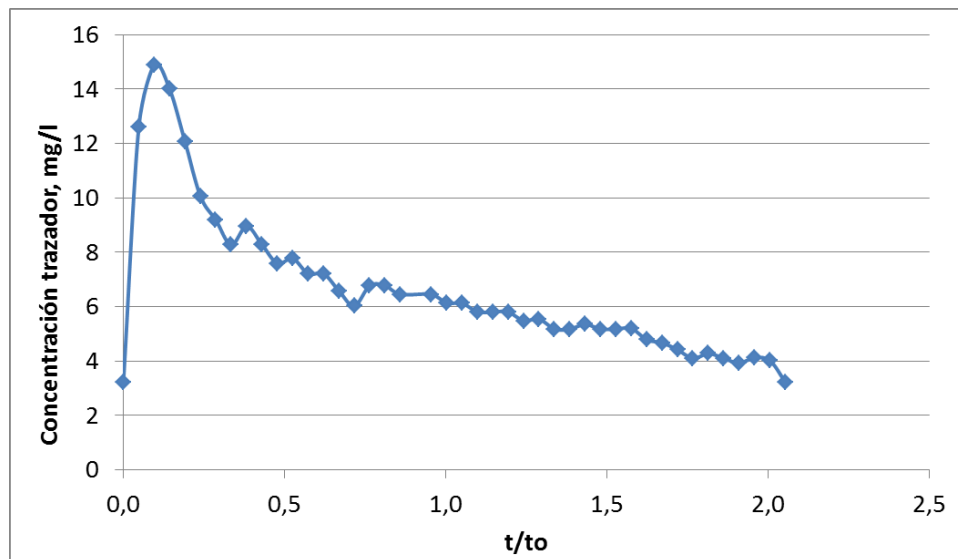


Figura 25. Resultados de la Prueba del Trazador



La Figura 25 muestra la curva de los valores de la concentración de salida del trazador con el tiempo normalizado (t/t_0). A los datos se le aplicó el modelo de

Dispersión para determinar el módulo de dispersión, D/uL (Levenspiel, 2009). Los cálculos son los siguientes:

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 C_i}{\sum C_i} - \left[\frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i} \right]^2 = \frac{473367,57}{0,284} - \left[\frac{297,32}{0,284} \right]^2 = 570.783,35 \text{ min}^2$$

$$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = \frac{570.783,35}{1256,4^2} = 0.3616$$

$$\sigma_\theta^2 = 2 \frac{D}{uL} - 2 \left(\frac{D}{uL} \right) (1 - e^{-uL/D})$$

Al reemplazar

$$0.3616 = 2 \frac{D}{uL} - 2 \left(\frac{D}{uL} \right) (1 - e^{-uL/D})$$

Haciendo un proceso de iteración se halla el valor del módulo de Dispersión: $\frac{D}{uL}$

$$\frac{D}{uL} = 0.72211$$

4.5. MODELOS CINÉTICOS

Para establecer el comportamiento del reactor se hizo primero un análisis estadístico de los datos con el fin de establecer correlaciones para identificar las variables que más afectan la variable dependiente (DQO del efluente); luego se hizo la aplicación de un modelo de dispersión con reacción química para establecer una ecuación cinética y por último, se aplicó el modelo de Eckenfelder.

En todos los casos la variable que se usó para evaluar el biofiltro es la remoción de la materia orgánica a través de la variación de la DQO en el sistema.

4.5.1. Correlación entre los datos

Se evaluaron los resultados utilizando el software SPSS v19 haciendo en primer lugar un estudio de la correlaciones que había entre las diferentes variables del estudio con la DQO de salida de los diferentes diluciones, para tal fin se utilizó la correlación de Pearson. Posteriormente se escogieron las variables que tenían una correlación fuerte y se escogieron las que podían tener un efecto sobre el resultado de la DQO de salida.

En un sondeo inicial se hizo la correlación de Pearson con todas las variables evaluadas para conocer las que tienen una correlación más alta, este proceso se hizo solo con los valores obtenidos durante el periodo en que el caudal fue de 0,8 ml/min ya que en ese periodo se obtuvo mayor cantidad de datos en condiciones homogéneas.

Tabla 14. Datos escogidos para establecer las Correlaciones.

Tiempo, días	%Dilución	DQOIN	DQOUT	CONDIN	SALIN	CLORIN
18,00	5,00	109,42	83,50	2,70	1,20	
18,00	10,00	155,83	83,50	4,20	2,40	
18,00	15,00	202,25	287,00	4,40	2,40	
26,00	5,00	772,02	223,70	2,60	1,30	694,83
26,00	10,00	783,03	339,40	4,40	2,30	1042,26
26,00	15,00	794,05	577,50	4,57	2,40	1389,69
32,00	5,00	772,02	207,30	2,45	1,20	694,83
32,00	10,00	783,03	227,10	3,50	1,80	1042,26
32,00	15,00	794,05	267,10	4,87	2,60	1389,69
41,00	5,00	309,68	140,30	2,54	1,20	883,61
41,00	10,00	345,55	123,60	3,74	1,90	1221,31
41,00	15,00	381,43	227,10	5,57	3,00	1559,02
45,00	5,00	301,21	167,00	2,54	1,20	883,61
45,00	10,00	345,55	173,70	3,74	1,90	1221,31
45,00	15,00	381,43	220,40	5,57	3,00	1559,02
60,00	5,00	182,20	63,53	1,85	0,80	512,30
60,00	10,00	195,10	46,84	2,43	1,10	634,71
60,00	15,00	208,00	83,55	3,17	1,60	757,12
69,00	5,00	344,83	76,88	1,97	0,80	662,54

69,00	10,00	365,85	76,88	2,48	1,20	828,77
69,00	15,00	386,88	153,60	2,99	1,50	995,01
101,00	5,00	246,55	150,30	2,16	1,00	345,40
101,00	10,00	273,10	79,50	2,75	1,30	513,80
101,00	15,00	299,65	199,06	3,33	1,70	682,20
108,00	5,00	171,05	107,00	1,78	0,80	423,50
108,00	10,00	202,10	63,53	2,26	1,20	629,00
108,00	15,00	233,15	165,00	2,80	1,50	834,50

Estas variables fueron evaluadas en el software SPSS 19v para obtener las correlaciones que permitan determinar qué variables afectan de manera más significativa la DQO de salida del biofiltro (DQOUT). Inicialmente se hizo un análisis estadístico descriptivo tal como aparece reportado en la Tabla 15:

Tabla 15. Estadísticos descriptivos de los datos de la Tabla 14

Parámetros	Tiempo, días	% Mezcla	DQOIN	DQOUT	CONDIN	SALIN
Media	55,6	10,0	382,9	170,9	3,2	1,6
Error típico	5,9	0,8	44,3	21,5	0,2	0,1
Desviación estándar	30,72	4,2	230,4	111,9	1,1	0,7
Varianza de la muestra	943,64	17,3	53092,2	12521,1	1,2	0,4

Figura 26. Imagen de la Matriz de Correlaciones de los datos evaluados con el software SSPS 19v

		Tiempo, días	%Dilucion	DQOIN	CONDIN	CLORIN	DQOUT	SALIN
Correlación	Tiempo, días	1,000	,000	-,445	-,516	-,592	-,428	-,496
	%Dilucion	,000	1,000	,095	,703	,638	,397	,718
	DQOIN	-,445	,095	1,000	,344	,356	,698	,331
	CONDIN	-,516	,703	,344	1,000	,914	,599	,995
	CLORIN	-,592	,638	,356	,914	1,000	,594	,906
	DQOUT	-,428	,397	,698	,599	,594	1,000	,590
	SALIN	-,496	,718	,331	,995	,906	,590	1,000
Sig. (Unilateral)	Tiempo, días		,500	,010	,003	,001	,013	,004
	%Dilucion	,500		,319	,000	,000	,020	,000
	DQOIN	,010	,319		,039	,034	,000	,046
	CONDIN	,003	,000	,039		,000	,000	,000
	CLORIN	,001	,000	,034	,000		,001	,000
	DQOUT	,013	,020	,000	,000	,001		,001
	SALIN	,004	,000	,046	,000	,000	,001	

La Figura 26 permite ver la matriz de correlaciones que arrojó el software estadístico SSPS 19v. Esta Matriz permite conocer la Correlación de Pearson entre cada par de variables y asociado a cada correlación está el nivel crítico unilateral (Significación Unilateral). Un nivel crítico menor que 0,05 indica que la correlación poblacional entre el correspondiente par de variables puede ser considerada significativamente distinta de cero. En este caso, si se revisa las correlaciones con la DQOUT y su respectiva Significación Unilateral se observa que son significativas las variables DQOIN, CONDIN, CLORIN y SALIN. En otras palabras la correlación de Pearson indica que las variables DQOIN, CONDIN, CLORIN y SALIN tienen incidencia o afectan a la variable DQOUT, y la mayor después de la DQOIN es la CONDIN.

4.5.2. Modelo de dispersión con reacción química

A partir de la Ecuación 6 para reactores con Dispersión y reacción química (Levenspiel, 2009) aplicado a biofiltros:

$$\frac{D}{uL} \frac{d^2 C_A}{dz^2} - \frac{dC_A}{dz} + ktC_A^n = 0$$

Asumiendo cinética de primer orden se obtiene la Ecuación 13:

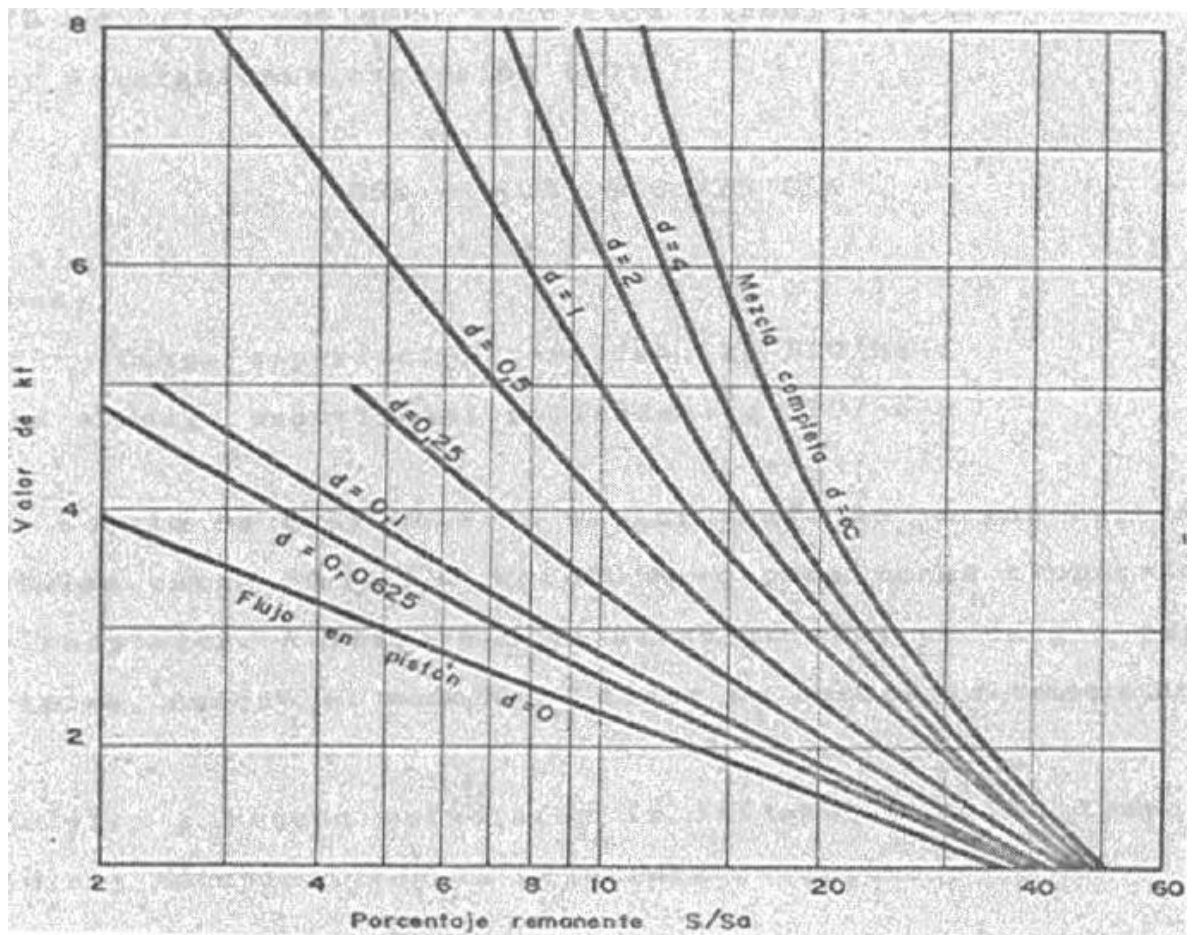
$$\frac{C_A}{C_{Ao}} = \frac{4ae^{uL/2D}}{(1+a)^2 e^{auL/2D} - (1-a)^2 e^{-auL/2D}}$$

Donde

$$a = \sqrt{1 + 4kt\left(\frac{D}{uL}\right)}$$

Para hallar la constante cinética se calculó el valor de k a partir de los resultados obtenidos en los muestreos a las diferentes variaciones de mezcla de lixiviado – agua residual. Los valores de k se calcularon tomando las mayores eficiencias obtenidas con cada nivel de tratamiento, utilizando el nomograma de Thirumurthi (Figura 27). Los resultados de calcular k por este método se presentan en la Tabla 16.

Figura 27. Nomograma de Thirumurthi



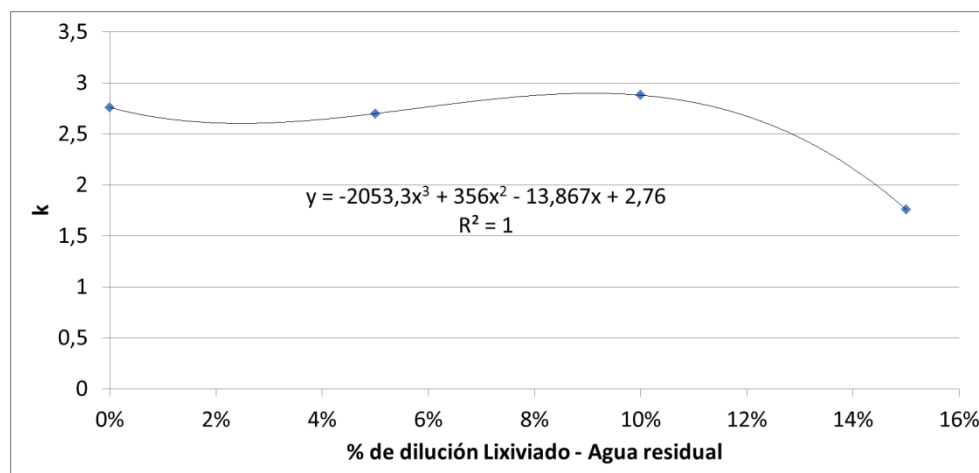
Fuente: (Cruz, 2000)

Tabla 16. Variación de la Constante k con el porcentaje de lixiviado en las mezclas
Agua residual – lixiviado.

% Dilución	0%	5%	10%	15%
k	2,76	2,7	2,88	1,76

Los valores de la Tabla 16 se graficaron y se hizo el ajuste de los puntos a una curva polinómica de tercer orden como se observa en la Figura 28.

Figura 28. Gráfica del % de dilución del lixiviado versus la constante cinética (k)



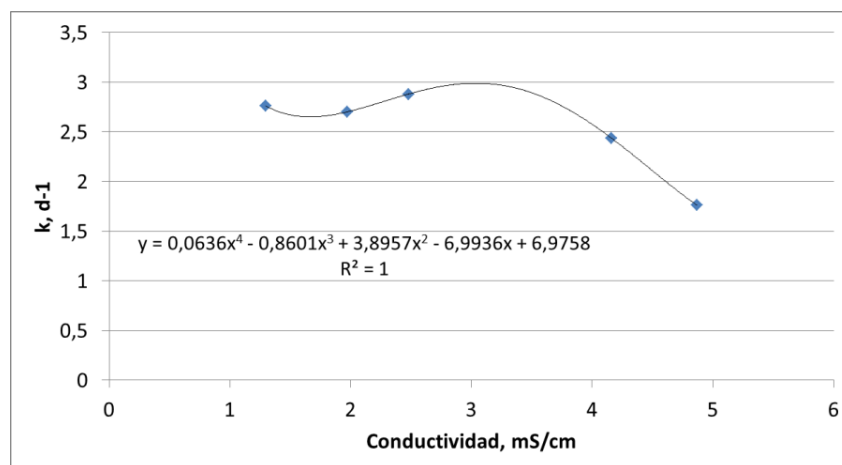
Sin embargo, para que la ecuación sea aplicable a otros montajes se correlacionó las constantes k obtenidas con cada dilución de lixiviado con la conductividad de la mezcla, ya que a medida que aumenta el porcentaje de dilución aumenta la conductividad de la mezcla por el aporte que hace el lixiviado maduro, este valor es más objetivo en caso de que se quiere utilizar con otro lixiviado viejo. La influencia de la conductividad en el proceso se confirmó en la Correlación de Pearson que se obtuvo a partir de los análisis estadísticos, la conductividad tenía la mayor correlación con la DQOUT (Figura 26). Teniendo en cuenta lo anterior se obtuvo la Tabla 17.

Tabla 17. Reporte de las constantes k con la conductividad y el porcentaje de lixiviado presente en las mezclas de Agua residual – lixiviado.

% Dilución	0	5	10	12	15
Cond, mS/cm	1,3	1,97	2,48	4,16	4,87
k, d ⁻¹	2,76	2,7	2,88	2,437	1,76

Se observa en la Tabla 17 que el mayor valor de la constante es en la dilución del 10%, lo que es coherente con los mayores niveles de remoción de DQO alcanzados en la mezcla al 10% de lixiviado – Agua residual. Luego se graficó Cond vs k y se hizo el ajuste de la curva a los datos obteniéndose el mejor ajuste con una ecuación polinómica de cuarto orden, como se observa en la Figura 29.

Figura 29. Gráfica de la Conductividad versus la constante cinética (k)



A partir de los datos recogidos en las pruebas se propone las siguientes ecuaciones de diseño para biofiltros para tratar mezcla de lixiviados – agua residual municipal menores de 15%, a bajos números de Reynolds, asumiendo cinética de primer orden y teniendo como material de soporte pedazos de llantas

$$k = 0.0636m^4 - 0.8601m^3 + 3.8957m^2 - 6.9936m + 6.9758 \quad (\text{Ecuación 17})$$

Donde k constante cinética de primer orden, d^{-1}

m Conductividad, mS/cm

Este valor de k se utiliza en la ecuación

$$\frac{C_A}{C_{Ao}} = \frac{4ae^{0,6924}}{(1+a)^2 e^{0,6924a} - (1-a)^2 e^{-0,6924a}} \quad (\text{Ecuación 18})$$

Donde

$$a = \sqrt{1 + 2.89kt}$$

Este modelo es coherente con el hecho de que a menores números de Reynolds prevalece la difusión por dispersión molecular y no por transferencia de masa, en cuyo caso se recomienda hacer pruebas para mayores valores de Reynolds.

4.5.3. Modelo de Eckenfelder

La Tabla 18 registra los datos utilizados para calcular las constantes cinéticas del biofiltro usando el modelo de Eckenfelder (Romero, 2008). Estos datos se obtuvieron sólo para la mezcla del 10% de lixiviado en agua residual, en vista de que este porcentaje de mezcla obtuvo los mejores resultados de remoción de DQO en las pruebas realizadas.

El modelo de Eckenfelder se representa por la Ecuación 4 y para hallar las constantes cinéticas se aplicará el procedimiento descrito en el marco teórico.

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-KSD/q^n} \text{ (Ecuación 4)}$$

Tabla 18. Reporte de datos obtenidos para usar el modelo Eckenfelder.

	q, m³/m²d		
D, m	2,29	2,86	3,44
0	783,03	535,03	758,99
0,08	677,97	469,15	674,97
0,21	555,57	383,88	562,22
0,34	313,67	216,77	373,26
0,4	212,1	159,97	244,39
Eficiencia	72,9%	70,1%	67,8%

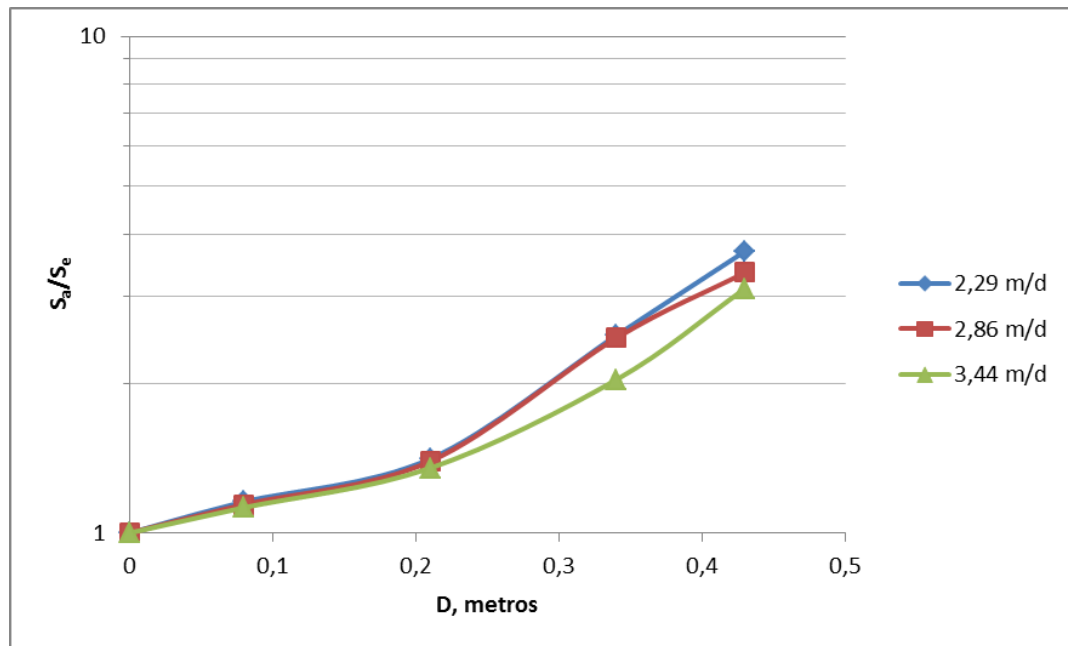
Primero, se calculan las relaciones S_a/S_e , es decir, la DQO del afluente sobre la DQO en cada punto de muestreo, tal como se muestra en la Tabla 19.

Tabla 19. Valores de la relación S_a/S_e con los datos de la Tabla 18

	q, m³/m²d		
D, m	2,29	2,86	3,44
0,08	1,15	1,14	1,12
0,21	1,41	1,39	1,35
0,34	2,50	2,47	2,03
0,4	3,69	3,34	3,11

Se hace la gráfica de S_a/S_e vs la profundidad del biofiltro D, para obtener una familia de rectas cada una con pendiente igual a kS/q^n .

Figura 30. Grafica de $\text{Log}(S_a/S_e)$ vs q para hallar las constantes cinéticas según el modelo Eckenfelder

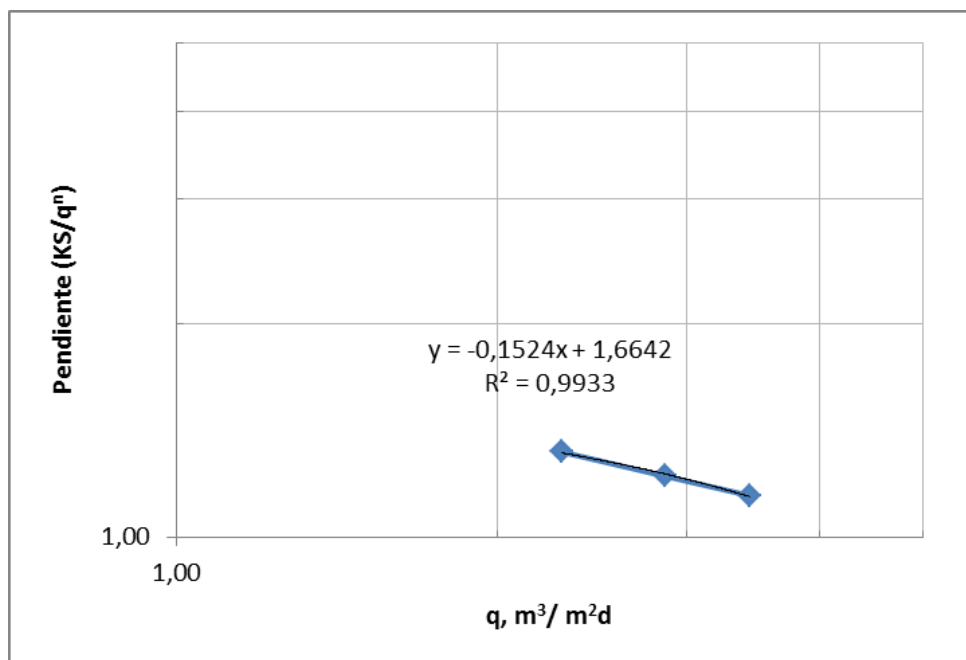


A partir de la Figura 30 se obtuvieron los datos que aparecen en la Tabla 20.

Tabla 20. Valores la Pendiente (KS/q^n) encontrados en la Figura 33

$q, m^3/m^2d$	Pendiente (KS/q^n)
2,29	1,32
2,86	1,22
3,44	1,14

Figura 31. Grafica de (KS/q^n) vs q para hallar las constantes cinéticas según el modelo Eckenfelder



De la Figura 31 se obtiene la pendiente, el cual es el valor de n , también podemos obtener el valor de KS el cual es el intercepto.

- n : 0,1524
- KS : 1,6642

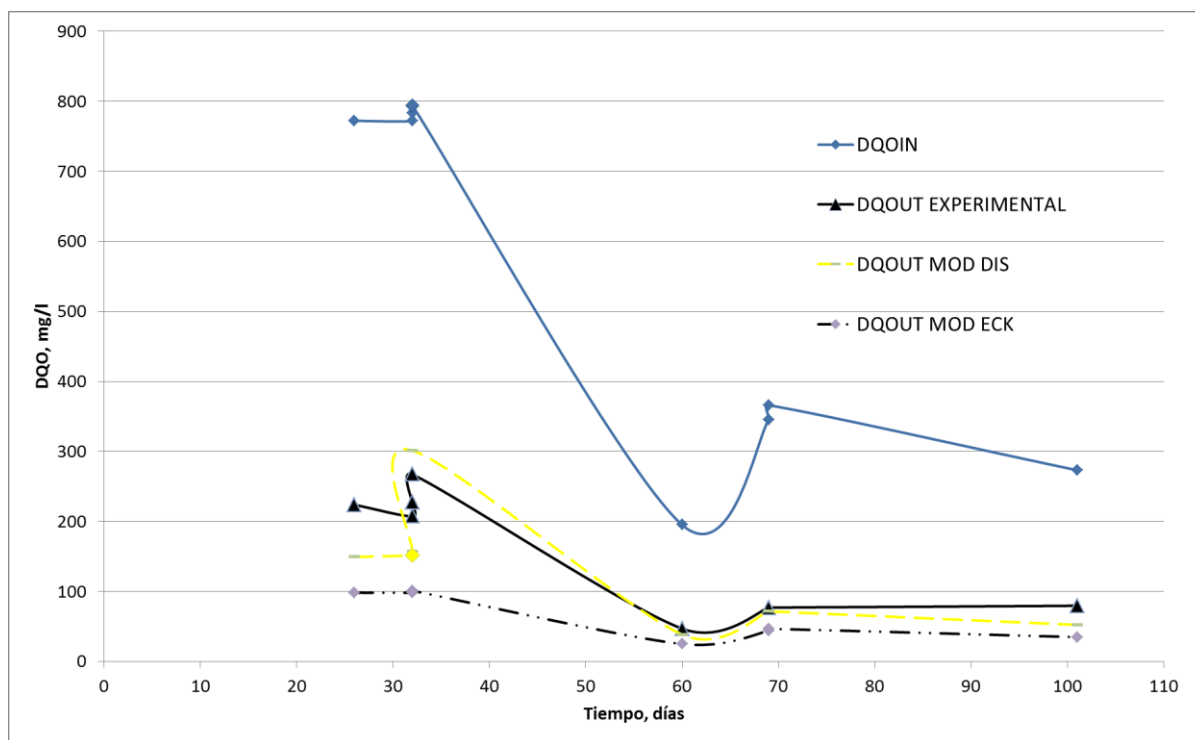
Reemplazando en la Ecuación 4, el modelo de Eckenfelder queda de la siguiente manera:

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-1,66D/q^{0,1524}} \quad (\text{Ecuación 19})$$

4.5.4. Comparación de los modelos

La Figura 32 presenta una comparación de los datos experimentales, con los que se obtuvieron las eficiencias de remoción más altas en los biofiltros, con los resultados obtenidos usando los dos modelos matemáticos: Modelo de Dispersión con reacción química y el Modelo de Eckenfelder, se observa que en general los modelos usados se ajustan al comportamiento de la DQO del efluente obtenida experimentalmente, sin embargo, el modelo de dispersión de Levenspiel (línea amarilla en la Figura 32) obtiene los mejores resultados.

Figura 32. Comparación de las DQO de salida del biofiltro halladas experimentalmente con las DQO de salida calculadas por los modelos.



Nota: DQOIN es la DQO del afluente al biofiltro; DQOUT EXPERIMENTAL es la DQO del efluente del biofiltro; DQOUT MOD DIS es la DQO del efluente calculada con el modelo de dispersión; DQOUT MOD ECK es la DQO del efluente calculada con el modelo de Eckenfelder. Se unen los puntos mediante líneas para evidenciar la tendencia de los datos más fácilmente.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se comprobó que la llanta es un excelente medio de soporte para biopelículas y no se deforman en caso de usarlos en bioreactores. Las biopelículas se forman de forma homogénea en la superficie de las llantas.
- Se recomienda hacer pruebas con biofiltros usando diferente granulometría de la llanta para evaluar condiciones de mayor área superficial vs la hidráulica del biofiltro.
- Se observó que a medida que aumenta la cantidad de lixiviado mezclado con agua residual municipal disminuye la eficiencia de remoción de DQO, sin embargo, se encontró que la mayor eficiencia de remoción (79%) en la mezcla lixiviado-agua residual al 10%.
- A partir de los resultados obtenidos se encontró una ecuación que permite calcular la máxima concentración de DQO que puede ser removida a diferentes valores de dilución de agua residual-lixiviado pero usando el valor de conductividad como parámetro determinante en el proceso, dado que se estableció que es el parámetro que más influencia tiene en la DQO final de los bioreactores evaluados.
- Teniendo en cuenta la cantidad de modelos cinéticos encontrados en la bibliografía se recomienda hacer nuevos experimentos que permitan medir los parámetros requeridos para evaluar dichos modelos y confirmar los que se ajusten mejor al comportamiento para aguas residuales mezcladas con lixiviados, dado que los experimentos implementados en este trabajo enfocan más el funcionamiento global del biofiltro y no sus procesos internos.

- El modelo de dispersión de Levenspiel obtuvo los mejores resultados de ajuste a los datos experimentales.
- Se recomienda hacer pruebas a valores de Números de Reynolds más altos, que permitan evaluar el funcionamiento del reactor hasta encontrar el límite en el cual la velocidad del fluido pueda afectar la estabilidad de la biopelícula.
- Dado que el uso de las llantas permitió la adsorción de sales y la remoción de niveles de conductividad hasta de 45% al inicio del proceso se recomienda hacer pruebas específicas para verificar los ciclos de adsorción y las isothermas respectivas.
- Se recomienda hacer mayores pruebas microbiológicas en montajes parecidos para evaluar el comportamiento de la *Pseudomona* en las condiciones ambientales de este proyecto y verificar cantidades y morfología, de tal manera que se evalué su potencial desnitrificante.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, *et al.* (2009). Review on Lanfill Leachate Treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5, 534-545.
- Amoozegar, & Robarge. (1999). *Evaluation of tire chips as a substitute for gravel in the trenches of septic systems. Final Report Submitted to: Division of Pollution Prevention and Environmental Assistance Department of Environment And Natural Resources*. North Carolina: North Carolina state University Raleigh.
- APHA, AWWA, & WEF (Edits.). (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20 ed.). Washington D.C.
- Arai, H. (2011). Regulation and function of versatile aerobic and anaerobic respiratory metabolism in *Pseudomonas aeruginosa*. *Frontiers in Microbiology*, 2(103).
- Arkansas Dept. of Environmental Quality.Solid Waste Management Division. (s.f.). *Guidance for the Use of Shredded Tires in Construction of Landfill Drainage Media*. Recuperado el 20 de Junio de 2015, de http://www.adeq.state.ar.us/sw/permits/pdfs/30-Shredded_Tire_Guidance_031125.pdf
- Baun, D., & Christensen. (2003). Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Manage research*, 22, 2-23.
- Beaven, *et al.*, (2013). Clogging of landfill tyre and aggregate drainage layers by methanogenic leachate and implications for practice. . *Waste management*, 33(2), 431-444.
- Boltz, *et al.*, (2010). Mathematical modelling of biofilms and biofilms reactors for engineering design. *Water Science & Technology-WST*, 62.8, 1821-1836.

- Canup, D. (1 de Septiembre de 1995). *wasteage*. Recuperado el 30 de 10 de 2010, de Landfill:Texas landfill uses old tires to collect leacheate: http://wasteage.com/mag/waste_landfill_texas_landfill/
- Cortez, *et al.*, (2009). Fenton's oxidation as post-treatment of a mature municipal landfill leachate. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 57, 87-90.
- Craggs, R. (2005). Nutrients. En A. Shilton (Ed.), *Pond Treatment Technology* (págs. 77-99). London, UK.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para nucleos pequeños y descentralizados* (Vol. 1). Colombia: Mc Graw Hill.
- Cruz, L. (2000). Metodología Para la Selección del Regimen de Flujo en Lagunas de Estabilización. *Revista Ingeniería e Investigación*(46), 14-19.
- Del Borghi, *et al.*, (2003). Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 17 (4), 277–283.
- Del_Pozo, *et al.*, (2007). Anaerobic pre-treatment of slaughterhouse wastewater using fixed-film reactors. *Biores. Technol.*, 71, 143-149.
- Di Trapani, *et al.*, (2011). Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science & Technology*, 63(6), 1121-1129.
- Díaz, M. (Junio 17 de Julio 11 de 2008). *Biodegradación*. Recuperado el 15 de Junio de 2012, de Universidad Nacional de Colombia - Catedra Internacional de Ingeniería 2008 - Salud Pública y Saneamiento Ambiental: http://www.ing.unal.edu.co/catedra/drs_diaz_collazos/Salud,%20Calidad%20y%20Tratamiento%20de%20AR/biodegradacion.pdf
- Escuela de Ingeniería de la Universidad de Antioquia. (s.f.). *Mecánica de fluidos y de recursos hidráulicos. Modelos Físicos*. Recuperado el 20 de Junio de 2007, de <http://fluidos.eia.edu.co/fluidos/modelos/modelos.html>

- Galvez, *et al.*, (2006). Treatment of landfill leachate with aerated and Non-Aerated Submerged Biofilters. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41, 1129 - 1144.
- GeoSyntec Consultants, Inc. (15 de Noviembre de 1998). *Guidance Manual Tire Shreds as leachate drainage material at municipal solid waste landfills*. Recuperado el 20 de Junio de 2015, de <http://www.rma.org/download/scrap-tires/Civil%20Engineering/CIV-015%20-%20Tire%20Shreds%20as%20Leachate%20Drainage%20Material%20at%20Municipal%20Solid%20Waste%20Landfills.pdf>
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería. Universidad de los Andes*(14), 44-55.
- Gomez, M. (2002). Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter. *J. Hazard Mater.*, B90, 267-278.
- Harris, D. (2007). *Análisis Químico Cuantitativo*. España: Editorial Reverté, S.A.
- Hayhurst, T. (24 de 04 de 2000). *TireBusiness.com Your Number One Information Resources*. Recuperado el 20 de Noviembre de 2014, de Landfill uses tires in drainage liner: <http://www.tirebusiness.com/article/20000424/NEWS/304249985/landfill-uses-tires-in-drainage-liner&template=printart>
- Henry, *et al.*, (Noviembre de 1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter. *Water Research*, 21(11), 1395–1399.
- Hossain, *et al.*, (2011). *2011 Pan-Am CGS Geotechnical Conference*. Recuperado el 24 de agosto de 2015, de <http://geoserver.ing.puc.cl/info/conferences/PanAm2011/panam2011/pdfs/GEO11Paper1073.pdf>
- Hudson, *et al.*, (2007). Hydraulic conductivity of tyres in landfill drainage systems. . *Proceedings of the ICE-Waste and Resource Management*, 160(2), 63-70.
- Hur, *et al.*, (2001). Mature Landfill Leachate Treatment from an Abandoned Municipal Waste Disposal Site. *KoreanZ Chem. Eng.*, 18(2), 233-239.

- Jun, *et al.*, (2009). Laboratory study on sequenced permeable reactive barrier remediation for landfill leachate-contaminated groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 224–230.
- Justice, *et al.*, (2008). Morphological plasticity as a bacterial survival strategy. *Nature Reviews Microbiology*, 6(2), 162-168.
- Kalyuzhnyi, *et al.*, (2003). Removal of Chemical Oxygen Demand, Nitrogen, and Heavy Metals Using a Sequenced Anaerobic–Aerobic Treatment of Landfill Leachates at 10–30°C. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109, 181 - 195.
- Kılıç, *et al.*, (2007). Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. *J. BIOL. ENVIRON. SCI.*, 1(1), 37-43.
- Kim, *et al.*, (2001). Behaviour of High-Rate Anaerobic Processes Treating Landfill Leachate. *Environ. Eng. Res.*, 6(2), 73-79.
- Kim, *et al.*, (2005). Biobarrier Mixed with Wasted Tire Rubbers to Prevent the migration of Leachate from Landfill. *Journal Jorea Society of Waste Management*, 10(1), 1-3.
- Levenspiel, O. (2009). *Ingeniería de las Reacciones Químicas* (3a ed.). Mexico: Limusa Wiley.
- Litas, *et al.*, (Octubre de 2009). *Co – Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater by an Anoxic/ Aerobic Submerged Membrane Batch Reactor (SMBR)*. Recuperado el 3 de 11 de 2010, de http://ttpl.chemeng.ntua.gr/wte/Pdfs/EEDSA_Oct_2009_Samaras.pdf
- Martínez, *et al.*, (2011). Nitrate Reduction, Sulfate Reduction and Methanogenesis Interrelation in Fixed and Suspended Bed Batch Reactors. *Current Research Journal of Biological Sciences*, 3(6), 591-596.
- Maryland Department of the Environment. (2008). *Guidance Manual for Engineering Uses for Scrap Tires*. Geosyntec Project No.: MEO12-11.

- Mclsaac, R., & Rowe, K. (August de 2005). Change in leachate chemistry and porosity as leachate permeates through tire shreds and gravel. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(4), 1173 - 1188.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (20 de 12 de 2013). *Regimen Legal de Bogota DC*. Recuperado el 20 de Julio de 2015, de DECRETO 2981 DE 2013: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=56035#120>
- Ministerio de Desarrollo Económico. (07 de 08 de 2002). *DIARIO OFICIAL 44.893*. Recuperado el 20 de 07 de 2015, de http://www.imprenta.gov.co/diariop/diario2.nivel_3
- Mondal, B., & Warith, M. (2008). Use of shredded tire for landfill leachate treatment. *Environmental Technology*, 29, 827-836.
- Mondal, et al., (2007). Comparison of Shredded Tire Chips and Tire Crumbs as Packing Media in Trickling Filters. *Water Qual. Res. J. Canada*, 42(4), 319-326.
- Montesinos, M., & Díaz, M. (2001). Influencia de la presencia de iones cloruro en un sistema de lodos activados. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, XXII(3), 35-39.
- Morgenroth, E. (2008). Modelling Biofilms. En M. Henze, M. C. Van Loosdrecht, G. A. Ekama, & D. Brdjanovic (Edits.), *Biological Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing.
- Morgenroth, et al., (2004). Comparing biofilm models for a single species biofilm system. (I. Publishing, Ed.) *Water Science and Technology*, 49(11-12), 145-154.
- Mullai, et al., (2011). Substrate Removal Kinetics of an Anaerobic Hybrid Reactor Treating Pharmaceutical Wastewater. *Journal of water Sustainability*, 1(3), 301-312.
- Narejo, et al., (1995). Use of recycled automobile tires to design landfill components. . *Geosynthetics International*, 2(3), 619-625.

- Neczaj, *et al.*, (2007). Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. *Desalination*, 204, 227-233.
- Nkhalambayazsi-Chirwa, E., & Wang, Y.-T. (2001). Simultaneous Chromium (VI) and phenol degradation in a fixed-film culture biorreactor: Reactor performance. *Water Res.*, 35(8), 1921-1932.
- Noguera, K., & Olivero, J. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamerica: Caso colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 34(132), 347-356.
- Osorio, *et al.*, (2010). *Tratamiento de Aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes*. España: Ediciones Diaz de Santos.
- Papageorgiou, *et al.*, (2006). Heavy metal sorption by calcium alginate beads from *Laminaria digitata*. *Journal of Hazardous Materials*, 137, 1765-1772.
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2), 41-52.
- Pozo, *et al.*, (s.f.). Anaerobic pre-treatment of slaughterhouse wastewater using a fixed-film reactor .
- Ramos, *et al.*, (2007). Biological nitrogen and phenol removal from saline industrial wastewater by submerged fixed-film reactor. *Journal of Hazardous Materials.*, 142(1-2), 175-183.
- Reddy, *et al.*, (January de 2010). Beneficial Use of Shredded Tires as Drainage Material in Cover Systems for Abandoned Landfills. *Practice periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 14(1), 47-60.
- Rocha, *et al.*, (2000). “Aplicação de tracadores em filtros anaeróbicos para avaliação das características hidrodinâmicas”. Porto Alegre, Brasil. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Região Rio Grande do Sul (ABES/RS). Recuperado el 18 de Julio de 2012, de XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-105.pdf>

- Romero, J. (2008). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero, J. (2000). *Acuiquímica*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Salazar, L., & Saavedra, I. (2009). Tratamientos de lixiviados, casos prácticos en diferentes temperaturas. *Memorias IISimposio I Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. Barranquilla: Uninorte.
- Sánchez, J., & Sanabria, J. (Julio de 2009). Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva. *Revista Colombiana Biotecnología*, XI(1), 114-124.
- Schreiber, et al., (2007). The Anaerobic Regulatory Network Required for *Pseudomonas aeruginosa* Nitrate Respiration. *Journal of bacteriology*, 189(11), 4310-4314.
- Shin, et al., (1999). Removal of polychlorinated Phenols in Sequential Anaerobic-Aerobic Biofilm Reactors Packed with Tire Chips. *Water Environment Research*, 71(3), 363-367.
- Superservicios Públicos Domiciliarios, SSPD. (2008). *Situación de la Disposición final de Residuos Sólidos en Colombia*. Recuperado el 10 de Junio de 2010, de http://www.superservicios.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=56000814-976f-41db-86fe-88858843224e&groupId=10122
- Torres, P., & Pérez, A. (Septiembre de 2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 45, 27-40.
- Torres, et al., (Junio de 2010). Mitigación de la toxicidad anaerobia de lixiviados mediante mezclas con agua residual doméstica. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 53, 64-74.
- Torres, et al., (2009). Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science & Technology—WST*, 491-495.

- USEPA. (Enero de 1995). *Manual Ground-Water and Leachate Treatment Systems EPA/625/R-94/005*. Recuperado el 2011, de Center for environment research information. Office of research and development. U.S. Environment Protection Agency:
<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r94005.html>
- Vargas Bayona, O. (2013). *Universidad Nacional de Colombia*. Recuperado el 20 de Junio de 2015, de Evaluación de Caucho Recuperado de Llantas Usadas Como Material Adsorbente en Medio Acuoso:
<http://www.bdigital.unal.edu.co/44865/1/13870156.%202013.pdf>
- Zafra, C., & Gutierrez, V. (2015). Análisis de la producción de lixiviado y biogás bajo condiciones de extracción activa en un relleno sanitario. *Ingenium*, 16(31), 9-23.

ANEXOS

Anexo 1.

Calculo de valores de 1-F(t) en la evaluación del biofiltro

Horas	Absorb.	Conc.	t/to	C-Co	$\Sigma(C-Co)$	C/Co	F(t)	1-F(t)
0	0,01	3,23	0	0,645	0,645	0,162	0,590	99,410
1	0,044	12,60	0,048	10,020	10,665	0,633	9,746	90,254
2	0,057	14,89	0,096	12,308	22,973	0,748	20,992	79,008
3	0,052	14,01	0,143	11,428	34,401	0,704	31,435	68,565
4	0,041	12,07	0,191	9,492	43,893	0,607	40,109	59,891
5	0,030	10,07	0,239	7,485	51,378	0,506	46,948	53,052
6	0,028	9,18	0,287	6,604	57,982	0,462	52,983	47,017
7	0,026	8,27	0,334	5,688	63,670	0,416	58,180	41,820
8	0,028	8,96	0,382	6,377	70,046	0,450	64,007	35,993
9	0,026	8,28	0,430	5,704	75,751	0,416	69,220	30,780
10	0,024	7,59	0,478	5,007	80,758	0,381	73,795	26,205
11	0,024	7,77	0,525	5,192	85,949	0,391	78,539	21,461
12	0,022	7,21	0,573	4,629	90,578	0,362	82,769	17,231
13	0,022	7,22	0,621	4,637	95,215	0,363	87,006	12,994
14	0,023	6,58	0,669	4,002	99,217	0,331	90,663	9,337
15	0,022	6,02	0,716	3,444	102,661	0,303	93,810	6,190
16	0,015	4,84	0,764	2,258	104,919	0,243	95,873	4,127
17	0,011	3,55	0,812	0,968	105,887	0,178	96,758	3,242
18	0,012	3,87	0,860	1,290	107,177	0,195	97,937	2,063
20	0,011	3,55	0,955	0,968	108,145	0,178	98,821	1,179
21	0,011	3,55	1,003	0,968	109,112	0,178	99,705	0,295
22	0,009	2,90	1,051	0,323	109,435	0,146	100	0
23	0,008	2,58	1,098	0	109,435	0,130	100	0
24	0,008	2,58	1,146	0	109,435	0,130	100	0

Anexo 2.

Datos experimentales obtenidos en el periodo de muestreo

[illegible][illegible]

10%	DOO, mg/l		DBO, mg/l		pH		Condutividad, mS/cm		Salinidad		Temperatura, °C		Corrosión, mg/l		Alcalinidad, mg/l													
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida												
	399.30	297.1	19.83	42.00	22.22	8.1	7.70	4.938	0.02	3.78	-1880.000	4.2	2.28	45.734	2.4	1.00	58.333	28.1	25.40	9.69	31.16	31.16	31.16	38.40	38.10			
4	18	155.83	83.50	46.46	54	70.00	-11.111	8	7.97	0.275	0.02	0.06	-20.000	4.4	4.36	0.909	2.3	2.30	0.000	28.3	25.7	9.187	190.26	139.00	-33.364	31.16	31.6	-3.42
5	789.03	339.40	56.66	61	76.1	7.60	0.131	0.16	0.07	56.250	3.5	3.70	-5.734	1.8	1.90	-5.566	28.3	25.7	9.187	342.26	119.00	-14.271	31.16	31.6	-3.42			
6	789.03	70.977	61	86.061	8	7.75	0.625	0.09	0.15	-6.667	3.74	3.87	-3.476	1.9	2.00	-5.363	28.4	25.3	11.372	1221.31	138.66	-13.779	385	384.0	2.785	380.0	2.785	
7	345.55	123.60	64.21	139.9	13.90	8	7.75	3.125	0.09	0.4	-336.667	3.74	4.03	-7.754	1.9	2.00	-5.363	28.4	26.3	7.394	1221.31	138.66	-13.779	385	384.0	2.785		
8	495.1	46.94	75.92	65.4	40.00	38.888	8.05	7.68	4.596	0.17	0.32	-80.235	2.43	2.49	-2.469	1.1	1.20	-9.911	28	27.2	2.857	64.71	138.66	-138.935	360	384.0	-6.667	
9	355.35	76.98	78.86	65.4	11.00	32.839	7.41	7.57	-3.599	0.14	0.48	-342.857	2.48	2.48	0.000	1.2	1.10	8.333	28	27.3	24.658	532.77	889.3	-7.785	388	444.0	-48.939	
10	273.1	79.50	78.86	96	15.00	72.214	6.93	6.99	-0.066	0.02	0.15	-650.000	2.75	2.60	5.455	1.3	1.20	10.488	26	25.6	1.538	533.3	740.0	-40.853	364.8	424.0	-15.32	
11	643.5	68.55	136.2	59.34	6.83	6.86	-0.439	0.02	0.939	9.236	2.65	2.45	-3.497	1.2	1.10	8.333	26	26	0.000	629	629.0	0.954	494.0	376.0	4.762	394.0	-33.514	
12	202.1	60.35	78.86	13.00	7.61	38.981	7.95	7.68	1.278	0.18	0.38	-111.111	2.63	2.59	1.520	1.2	1.20	0.000	28.9	27	6.574	888.27	1009.00	-16.000	444	504.0	-60.000	

15% 4	DOO mg/l	Entrada	Salida	DBO ₅ /mg/l	pH		OD, mg/l		Conductividad, mS/cm		Salinidad		Temperatura, °C		Cloruro, mg/l		Alcalinidad, mg/l										
					Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida									
20.245	28700	41.907	51	87.00	-70.988	8.1	7.63	5.802	0.02	2.49	-1250.000	4.4	4.24	3.686	2.4	2.20	8.333	28.2	25.90	8.155							
79.045	57750	27.771	99.5	10.00	83.193	8.1	8.03	-0.375	0.01	0.04	-300.000	4.57	4.51	1.313	2.4	2.40	0.000	28.2	26	7.801	1380.69	1340.00	3.576	363.4	355.0	2.056	
79.045	27750	66.862	99.5	10.00	83.193	7.63	7.65	-0.262	0.13	0.12	7.692	4.89	4.92	-1.027	2.60	2.60	0.000	28.3	26.4	6.754	1383.69	1380.00	-0.022	383.4	376.0	-3.469	
38.1425	220.00	134.885	10.00	91.001	91.001	8.07	7.91	1.983	0.06	0.16	-166.667	5.57	5.78	-3.370	3.00	3.78	-9.267	28.8	25	13.194	1559.05	1885.00	-17.767	462.5	462.0	-2.147	
38.1425	420.27	134.885	10.00	8.07	7.76	3.941	0.06	0.63	-0.950	5.57	5.66	-1.616	3.00	3.10	-0.333	28.8	3.00	-3.333	28.3	26.8	5.300	759.15	1885.00	-17.767	462.5	462.0	-2.147
208	83.55	59.832	63.1	80.00	-26.983	8.09	7.99	6.880	0.13	0.46	-238.462	3.17	3.25	-2.534	1.60	1.60	0.000	28.3	28.8	5.300	759.15	1885.00	-144.469	376	462.0	-20.213	
386.975	153.60	60.297	60.15	112.50	-83.994	7.46	7.66	-2.680	0.11	0.28	-180.000	2.99	3.00	-0.334	1.20	1.40	0.667	27.9	25.5	15.771	995.005	995.6	0.242	317	940.0	-58.991	
299.65	190.06	33.993	54	40.00	25.000	6.99	7.11	-1.717	0.02	0.10	-480.000	3.33	3.60	-0.108	1.70	1.80	-5.582	25.4	25.6	-0.787	922.5	920.0	-0.281	383.2	420.0	-63.86	
233.15	165.00	79.230	136.8	157.00	-14.766	7.1	6.86	3.380	0.02	0.1	52.800	2.8	3.32	-18.571	1.50	1.70	-13.333	26.1	27.4	-4.981	84.5	869.5	-4.194	422.2	440.0	-5.163	